

STRATÉGIES DE GESTION DURABLE POUR ATTÉNUER LES CONFLITS HUMAINS-  
ÉLÉPHANTS EN ASIE

Par

Carolynne Smith

Essai présenté au Département de biologie  
en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale (M.E.I.)

Sous la direction de Monsieur Marco Festa-Bianchet

FACULTÉ DES SCIENCES  
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Montréal, Québec, Canada, juillet 2017

## **Sommaire**

Cet essai a pour objectif de proposer des stratégies visant l'atténuation des conflits humains-éléphants (CHE) en Asie et d'identifier des actions pertinentes pour promouvoir la coexistence entre les éléphants et les êtres humains.

Dans le premier chapitre, l'écologie des éléphants ainsi que toutes autres particularités pouvant influencer les CHE sont présentés. La question du déclin de l'espèce en Asie est également abordée ainsi que les menaces anthropiques l'ayant provoqué. De plus, ce chapitre comporte une section sur les lois et règlements protégeants les éléphants à travers leur aire de répartition asiatique. Le second chapitre comprend une analyse du CHE en tentant d'abord d'exposer les facteurs pouvant influencer les ravages des cultures par les éléphants d'Asie. Les impacts écologiques et socioéconomiques des CHE en Asie sont élucidés, ainsi que l'ampleur de ces conflits sur les humains et les éléphants. Ce chapitre fait ensuite une synthèse des méthodes employées à travers l'Asie pour atténuer ces conflits. Les forces et les faiblesses de chaque méthode sont mises en lumière.

Des actions de conservation des éléphants d'Asie et de mitigation durable sont proposées dans le troisième chapitre. Le besoin de développer une stratégie pour tout le continent asiatique, dans lequel une vision commune à long-terme pour la conservation des éléphants serait énoncée, est urgent, selon certains spécialistes. On recommande d'améliorer les connaissances scientifiques sur les éléphants et les CHE sur le continent puisque les lacunes en sciences biologiques et sociales reliées à cette problématique sont importantes. Les résultats de ces recherches contribueront alors à la formulation de politiques de gestion et à l'amélioration des moyens d'atténuation des CHE. Il est recommandé de favoriser la mise en œuvre des programmes de gestion des CHE qui ont fait leurs preuves à long-terme, c'est-à-dire l'aménagement du territoire et la participation des communautés. L'aménagement du territoire s'attaque aux sources de cette problématique, c'est-à-dire la perte, la fragmentation et la dégradation de l'habitat. Mais les programmes d'aménagement du territoire ne peuvent être mise-en-œuvre sans la participation active des communautés locales. Finalement, ce dernier chapitre propose de bonifier les mécanismes d'assistance aux victimes des dégâts causés par les éléphants.

## **Remerciements**

Ce travail n'aurait pu être accompli sans l'intervention consciente de plusieurs personnes clés. Je souhaite ici les remercier.

Tout d'abord, un gros merci à mon directeur d'essai, Marco Festa-Bianchet. Les conseils qu'il m'a prodigués, la patience et la confiance qu'il m'a témoignés ont été déterminants dans la réalisation de ce travail.

Je remercie également Mme Caroline Cloutier, qui a su démontrer beaucoup de patience et d'encouragement tout au long de ce processus. Je souhaite particulièrement remercier ma famille et mes amis. Rédiger un essai lorsqu'on travaille à temps plein n'est pas une activité de tout repos, par contre, lorsqu'on est bien entouré, tout devient plus facile.

Finalement, un remerciement spécial pour tous ces éléphants que j'ai rencontré durant mes nombreux vagabondages en Asie, en particulier ma petite Pang Dow et la très sage Wassana.

## Table des matières

INTRODUCTION .....	1
CHAPITRE 1: L'écologie des éléphants .....	3
1.1 L'histoire évolutive des éléphants et leur taxonomie .....	3
1.2 Description de l'éléphant d'Asie.....	4
1.3 Répartition et démographie .....	6
1.4 Statut légal de l'espèce.....	9
1.5 La niche écologique des éléphants.....	11
1.6 Le comportement et la structure sociale des éléphants d'Asie .....	12
1.7 Reproduction .....	14
1.8 L'alimentation des éléphants .....	15
1.9 Les déplacements des éléphants et leurs préférences en matière d'habitat. ....	16
1.10 Les principales menaces à l'éléphant d'Asie .....	17
1.11 Les causes naturelles de mortalité .....	17
1.12 Le braconnage et le commerce des éléphanteaux.....	17
1.13 Perte, dégradation et fragmentation de l'habitat.....	19
CHAPITRE 2 : Le conflit humain-éléphant.....	22
2.1 Les facteurs pouvant influencer les ravages des cultures .....	23
2.1.1 La densité des éléphants .....	23
2.1.2 L'influence du genre des éléphants.....	24
2.1.2. La temporalité des raids .....	25
2.1.3 Les déplacements des éléphants.....	25
2.1.4. Les cultures visées par les éléphants.....	26
2.2 L'ampleur des conflits éléphants-humains en Asie.....	27
2.2.1 : Description des impacts écologiques et socioéconomiques des conflits éléphants-humains .....	29
2.2.2 Impacts sur le bien-être humain .....	30
2.2.3 Impacts économiques.....	31
2.2.4 Impacts sur la perception des gens vis-à-vis les éléphants .....	32
2.2.5 Conséquences sur les éléphants .....	33
2.3 Les mesures utilisées pour mitiger les conflits éléphants-humains .....	34
2.3.1 La surveillance des cultures.....	35
2.3.2 Les systèmes d'alarme.....	35

2.3.3 Les barrières physiques .....	36
2.3.4 Les cultures insipides et les zones tampon .....	38
2.3.5 Les répulsifs .....	39
2.3.6 La relocalisation.....	40
2.3.7 L'élimination des éléphants.....	41
2.3.8 Programmes d'indemnisation .....	43
2.3.9 Programmes d'assurance .....	44
CHAPITRE 3 : Stratégies pour le gestion durable des conflits-humains éléphants en Asie.....	46
3.1 Développer une stratégie globale sur la gestion des CHE.....	46
3.2 Améliorer les connaissances scientifiques sur les éléphants et les CHE .....	47
3.2.1 Obtenir des données scientifiques de base sur l'écologie et les populations de l'éléphant	48
3.2.2 Améliorer la recherche sur les CHE et les moyens de mitigation .....	49
3.2.3. Augmenter la participation des spécialistes en sciences sociales.....	50
3.2.4 Boîte à outils pour mitiger les CHE .....	51
3.3 Favoriser le développement et la mise en œuvre de méthodes efficaces à long terme .....	52
3.3.1 La participation des communautés locales : un élément clé dans la gestion des CHE .....	52
3.3.2 L'aménagement du territoire .....	54
3.4. Bonifier les mécanismes d'assistances aux victimes de dégats causés par les éléphants. ....	57
CONCLUSION .....	60
Liste des Références .....	62

## Liste des figures

<b>Figure 1.1</b> : Éléphant d'Afrique (gauche) et l'éléphant d'Asie (droite). .....	5
<b>Figure 1.2</b> : Différences entre les trompes des deux espèces d'éléphants.....	5
<b>Figure 1.3</b> : La distribution historique de l'éléphant d'Asie ainsi que sa distribution actuelle .....	6
<b>Figure 1.3.2</b> : Représentation visuelle des estimés de populations sauvages d'éléphants d'Asie. ....	7
<b>Figure 2.1</b> : Le nombre d'incidents de ravages par les éléphants sur une base mensuelle en 2011, dans la réserve forestière de Viraipet, en Inde .....	27
<b>Figure 2.2.5</b> : Augmentation du nombre d'éléphants éliminés par les humains au Sri Lanka à cause du CHE entre 1990 et 2013.....	33

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1.3:</b> Estimés des populations d'éléphants d'Asie sauvages par pays à travers leur aire de distribution..	8
<b>Tableau 2.2 :</b> Incidents de conflits éléphants-humains en Asie tels que rapportés par les médias entre 2003 et 2009. ....	29
<b>Tableau 2.3.9.1 :</b> Les différents mécanismes d'assistance pour les victimes des CHE dans les différents pays à travers l'aire de distribution de l'éléphant d'Asie .....	45

## Liste des acronymes

AHP	Assam Haathi Project
AsESG	Asian Elephant Specialist Group
CDN	Dollar canadien
CHE	Conflits humains-éléphants
CITES	Convention on the International Trade of Endangered Species
ECCC	Environment Canada et Changement Climatique
ÉE	Évaluation Environnementale
GSEaf	Groupe des spécialistes de l'éléphant d'Afrique
IUCN	International Union for the Conservation of Nature
MIKE	Monitoring the Illegal Killing of Elephants
Rs	Roupies sri lankaise
THB	Baht thaïlandais
USFWS	United States Fish and Wildlife Service
SLWS	Sri Lankan Wildlife Service
USD	Dollar américain
WAPPRIITA	Wild Animal and Plant Protection and Regulation of International and Interprovincial Trade Act ( <i>Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial</i> )
WARPA	Wild Animal Reservation and Protection Act of 1992



## INTRODUCTION

Peu d'espèces animales évoquent autant d'émotions et d'attention chez l'être humain que les éléphants. Par leur immense taille, leur force, leur intelligence et leur comportement social complexe, les éléphants ont intrigué les gens de nombreuses cultures depuis très longtemps (Fernando *et al*, 2008a). Au sein des civilisations asiatiques, l'éléphant a tenu et tient toujours une place centrale, comme bête de somme, ambassadeur, guerrier, symbole de fierté et adoré comme un dieu (Sukumar, 1989). Tout comme le tigre (*Panthera tigris*) ou le panda (*Ailuropoda melanoleuca*), l'éléphant d'Asie (*Elephas maximus*) est une des espèces phares symbolisant la conservation de la biodiversité au niveau mondial. Tant l'éléphant attire l'admiration et l'amour chez l'humain grâce à ses qualités, autant il peut inciter la peur et l'animosité à cause de sa propension à ravager les cultures, entraînant un conflit avec l'humain (Perera, 2009).

Les conflits humains-éléphants (CHE) dans les champs et villages de l'Asie résultent souvent en la mort des éléphants et des êtres humains (Fernando & Pastorini, 2011; Ling *et al*, 2016). Cette problématique pose une menace réelle à la survie des éléphants sauvages et, si des solutions ne sont pas mises de l'avant pour atténuer ce conflit de façon durable, la planète Terre pourra se retrouver dépourvue d'un de ses grands icones fauniques. Les conflits éléphants-humains sont également une préoccupation socio-économique majeure (Fernando *et al*, 2008a). Historiquement, le continent asiatique offrait un habitat idéal pour les éléphants. Le territoire était principalement composé de vastes étendues de zones forestières et était considérablement moins peuplé par les humains qu'il ne l'est aujourd'hui (Sukumar, 1989 ; Fernando & Leimgruber, 2011 ; Leimgruber *et al*, 2011). De plus, l'agriculture itinérante traditionnelle, autrefois grandement pratiquée en Asie, causait des ouvertures temporaires dans les forêts, lieux que les éléphants privilégient pour s'alimenter (Fernando & Leimgruber, 2011). Les lieux sans éléphants sauvages étaient vraisemblablement des territoires densément peuplés tels que les villes ou colonies (Fernando *et al*, 2008a). Au cours des dernières décennies, la conversion à grande échelle des forêts en terres agricoles ainsi que la croissance de la population humaine ont considérablement réduit l'habitat des éléphants en Asie ainsi que l'accessibilité des sources de nourriture et d'eau (Sukumar, 2003). Ces facteurs forcent un grand pourcentage de ces animaux à migrer vers les zones en dehors de leur habitats naturels, et de cibler des sources de nourriture alternative, tels que les céréales, les fruits, les légumes et les cultures de rente (Alfred *et al*, 2012). Les ravages des cultures par les éléphants peuvent se traduire par d'importantes pertes économiques chez les agriculteurs et les paysans vivant souvent sous le seuil de la pauvreté. Les rencontres fortuites entre les gens tentant de protéger leurs cultures et les éléphants les ravageant peuvent également entraîner des blessures et parfois même la mort chez ces mêmes personnes (Sukumar, 2003). Les pertes que subissent les paysans les conduisent souvent à prendre des mesures de rétorsion, et des centaines d'éléphants sont tués chaque année en Asie (Fernando *et al*, 2008b). À

travers leur aire de répartition, les éléphants d'Asie vivent dans des pays ayant de grandes populations humaines, avec un ratio d'environ 1 éléphant par 70 000 habitants (Fernando & Pastorini, 2011).

Plusieurs méthodes existent depuis longtemps pour éloigner les éléphants. La surveillance des terres, les clôtures électriques et autres barrières physiques, le bruit, les cultures insipides, la translocation, l'élimination des éléphants à problèmes et l'aménagement du paysage (Fernando *et al*, 2008a). Par contre, le problème persiste toujours dans ces pays où l'éléphant est réparti, malgré la mise-en-œuvre de ces méthodes. Dans certaines régions, ce problème prend de plus en plus d'ampleur (Das *et al*, 2012 ; Chen *et al*, 2016). Cet essai propose une analyse approfondie de la nature et des causes du conflit éléphant-humain en Asie. Il expose également les impacts engendrés par cette problématique, tant sur l'humain côtoyant ces grands pachydermes, que les éléphants eux-mêmes et ensuite, des solutions durables pour réduire ou même éliminer les conflits. Trois chapitres alimentent cette réflexion. Le premier chapitre illustre les caractéristiques des éléphants d'Asie pouvant entraîner des conflits éléphants-humains. Plusieurs outils législatifs sont décrits dans ce même chapitre. Le second chapitre décrit la nature des conflits, ses impacts sur les humains et les éléphants ainsi que les techniques communément utilisées en Asie pour les atténuer. Leur efficacité est également documentée. Finalement, le troisième chapitre contient une série de recommandations visant la gestion et l'atténuation des conflits éléphants humains. Dans certains cas, ces solutions seront appuyées par des exemples réels.

# CHAPITRE 1

## L'écologie des éléphants

Dans ce premier chapitre, la classification des éléphants ainsi que plusieurs de leurs caractéristiques, tel que leur répartition, leur statut légal à travers leur aire de répartition, leur morphologie et leurs comportements sont décrits. Ce chapitre explore également toutes autres particularités pouvant influencer les conflits éléphants-humains en Asie.

### 1.1 L'histoire évolutive des éléphants et leur taxonomie

Les éléphants sont classifiés dans l'ordre des proboscidiens. Le premier représentant de cette famille, le *Moeritherium*, serait apparu en Afrique il y a de cela environ 60 millions d'années, durant le paléocène (Spinage, 1994; Shoshany & Tassy, 1996; Gheerbrant, 2009; Sukumar, 2003, Vidya *et al*, 2009). Aujourd'hui, une seule famille existe, l'*Éléphantidae*, qui est représentée par deux espèces, soit l'éléphant d'Asie (*Elephas maximus*) et l'éléphant d'Afrique (*Loxodonta africana*) (Shoshani *et al*, 2006; Blanc, 2008). Pour sa part, le genre *Elephas* serait apparu en Asie il y a de cela 7.6 millions d'années et l'éléphant d'Asie, *E. maximus*, existerait depuis 0.25 million d'années (Vidya *et al*, 2009).

Chez l'éléphant d'Asie, trois sous-espèces ont été identifiées (Shoshani & Eisenberg 1982). Le *E.m. indicus*, est reparti sur le continent asiatique tandis que le *E.m. maximus* se retrouve au Sri Lanka (Choudhury *et al*, 2008). C'est en Indonésie, sur l'île de Sumatra, qu'on peut observer la troisième sous-espèce, le *E. m. sumatranus* (Alfred *et al*, 2010). L'origine de cette dernière a été longuement débattue. Autrefois, on croyait que les individus appartenant à cette sous-espèce étaient des descendants d'*E.M. indicus* captifs, utilisés lors d'opérations forestières sur l'île, entre les 14<sup>e</sup> et le 19<sup>e</sup> siècle. Des prélèvements génétiques ont subséquemment révélé qu'il s'agissait peut-être d'une sous-espèce distincte qui avait colonisé l'île il y a 300 000 ans (Fernando *et al*, 2003) ou bien d'animaux qui descendaient de l'*E.M. java*, une sous-espèce éteinte (Cranbrook *et al*, 2008; Alfred *et al*, 2011).

Quant à lui, l'éléphant d'Afrique serait divisé en deux espèces : l'éléphant de savane (*Loxodonta africana*) et l'éléphant de forêt (*L. cyclotis*). Quoique des tests génétiques préliminaires suggèrent que ces éléphants soient potentiellement deux espèces différentes (Roca *et al*, 2001 & 2015; Blanc, 2008; Rohland *et al*, 2010), cette dernière affirmation demeure néanmoins disputée (Rohland *et al*, 2010). Le Groupe de spécialistes de l'éléphant d'Afrique (GSEAf) de l'UICN argumente que des études plus approfondies seraient nécessaires et ne reconnaissent que l'éléphant des savanes comme espèce africaine confirmée (Blanc, 2008).

## 1.2 Description de l'éléphant d'Asie

L'éléphant d'Asie est le plus gros mammifère terrestre du continent, avec un poids variant entre 3 000 et 6 000 kg et mesurant entre 2 et 3,5 mètres de hauteur (Sukumar, 2003; Zhang *et al*, 2015). Il peut vivre jusqu'à 80 ans à l'état sauvage (Lahdenpera *et al*, 2016a). Il est plus petit que l'espèce africaine, qui, pour sa part, pèse entre 4 000 et 8 000 kg et atteint entre 3 à 4 mètres de hauteur. Dans les deux cas, les mâles sont plus grands que les femelles (Sukumar, 2003).

L'éléphant d'Asie se distingue aussi par la taille de ses oreilles, qui est beaucoup plus petite que celles de l'éléphant d'Afrique (Fig. 1.1). Il a habituellement 4 ongles sur les pattes antérieures, 19 paires de côtes et 33 vertèbres caudales (Nowak, 1999). Son front est formé de deux dômes et est le point le plus élevé de son corps. Ses défenses sont rudimentaires ou absentes chez les femelles et pour certains mâles. La trompe de l'éléphant d'Asie a une protubérance préhensile agissant comme doigt (Fig. 1.2). L'éléphant d'Afrique, en revanche, possède deux doigts sur sa trompe, trois ongles sur ses pattes antérieures, 21 paires de côtes et 26 vertèbres caudales (Nowak, 1999). Son plus haut point est son garrot et son crâne est plus convexe que celui de l'éléphant d'Asie. Les deux sexes ont des défenses, cependant quelques populations en sont complètement dépourvues (Allendorf & Hard, 2009). La peau de ces deux espèces est ridée et grise. L'éléphant d'Asie peut avoir des tâches rosâtres ou blanchâtres sur les oreilles, la tête et la trompe (Sukumar, 2003).



Éléphant d'Afrique



Éléphant d'Asie

**Figure 1.1 : Éléphant d'Afrique (gauche) et l'éléphant d'Asie (droite).**

Source: Brainy Elephant Blog <http://brainyelephant.blogspot.ca/2015/11/the-differences-between-asian-and.html>



Trompe d'éléphant d'Asie



Trompe d'éléphant d'Afrique

**Figure 1.2 : La trompe de l'éléphant d'Asie (gauche) n'a qu'une protubérance alors que celle de l'éléphant d'Afrique en possède deux.**

Source : Compare Animal <http://www.compareanimal.com/2014/07/compare-asian-elephant-vs-african-elephant.html>

### 1.3 Répartition et démographie

Avant le début du 20<sup>e</sup> siècle, la distribution de l'éléphant d'Asie s'étendait le long de la côte iranienne en Asie occidentale sur l'ensemble le sous-continent indien, vers l'est en Asie du Sud-Est, y compris les îles de Sumatra, Java et Bornéo, et en Chine jusqu'au fleuve du Yangtze-Kiang (Sukumar, 2003 ; Choudhury *et al*, 2008, Fernando, 2011). Cette distribution occupait une étendue de 9 millions de km<sup>2</sup> (Sukumar 2003; Blake & Hedges 2004). La croissance exponentielle des populations humaines et l'exploitation des terres au cours des dernières décennies ont causé un déclin de 85% de la population des éléphants en Asie. Les éléphants sauvages sont maintenant composés de populations isolées et fragmentées dans treize pays, soit : le Bangladesh, le Bhoutan, l'Inde, le Népal et le Sri Lanka en Asie du Sud et le Cambodge, la Chine, l'Indonésie (Kalimantan et Sumatra), la République démocratique populaire lao, la Malaisie (Malaisie péninsulaire et Sabah), le Myanmar, la Thaïlande et le Viet Nam (Fernando & Pastorini, 2011 ; Pradhan *et al*, 2011 ; Koirala *et al*, 2016a). Leur distribution actuelle n'occupe désormais que 486 800 km<sup>2</sup>, soit 18% de leur aire de distribution initiale (Sukumar, 2003) (figure 1. 3).

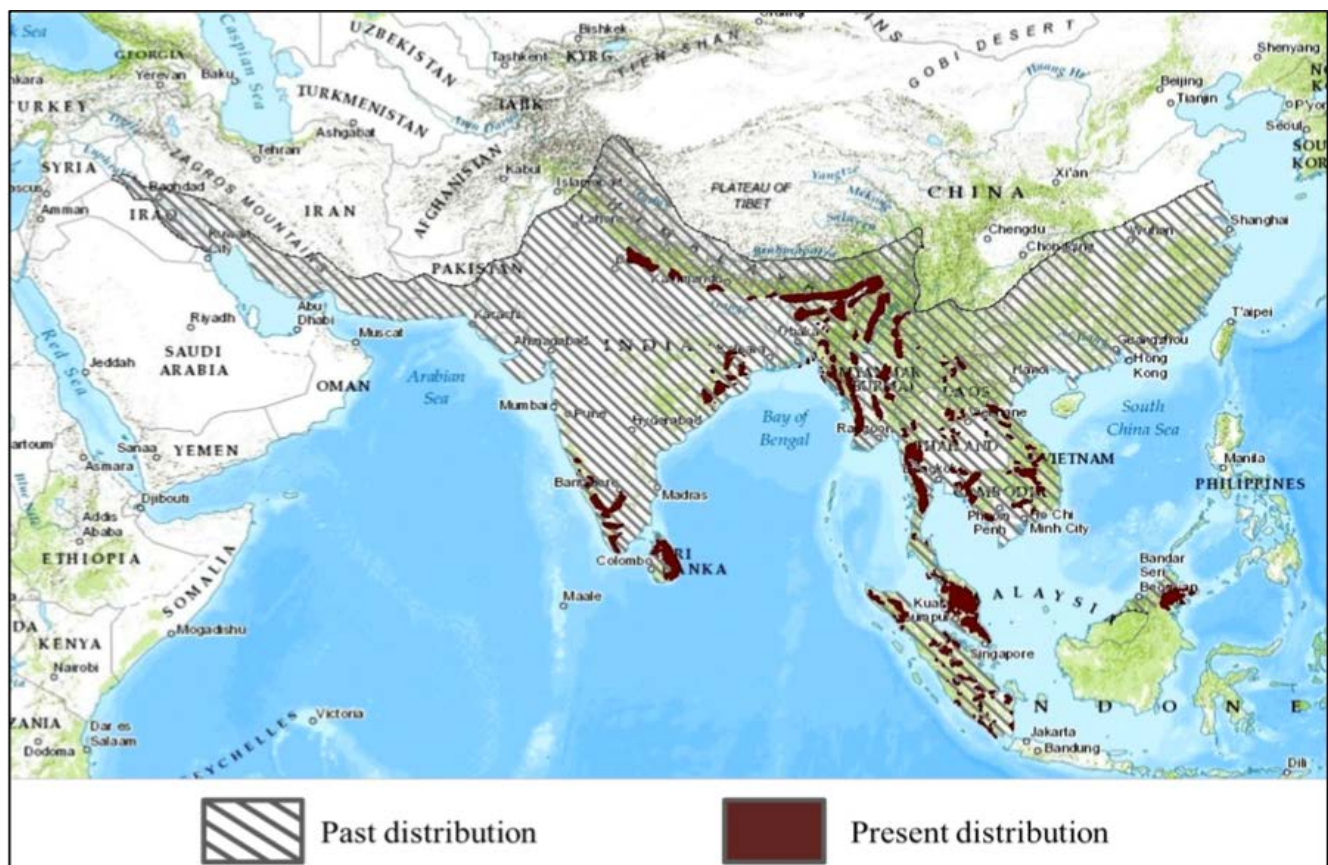
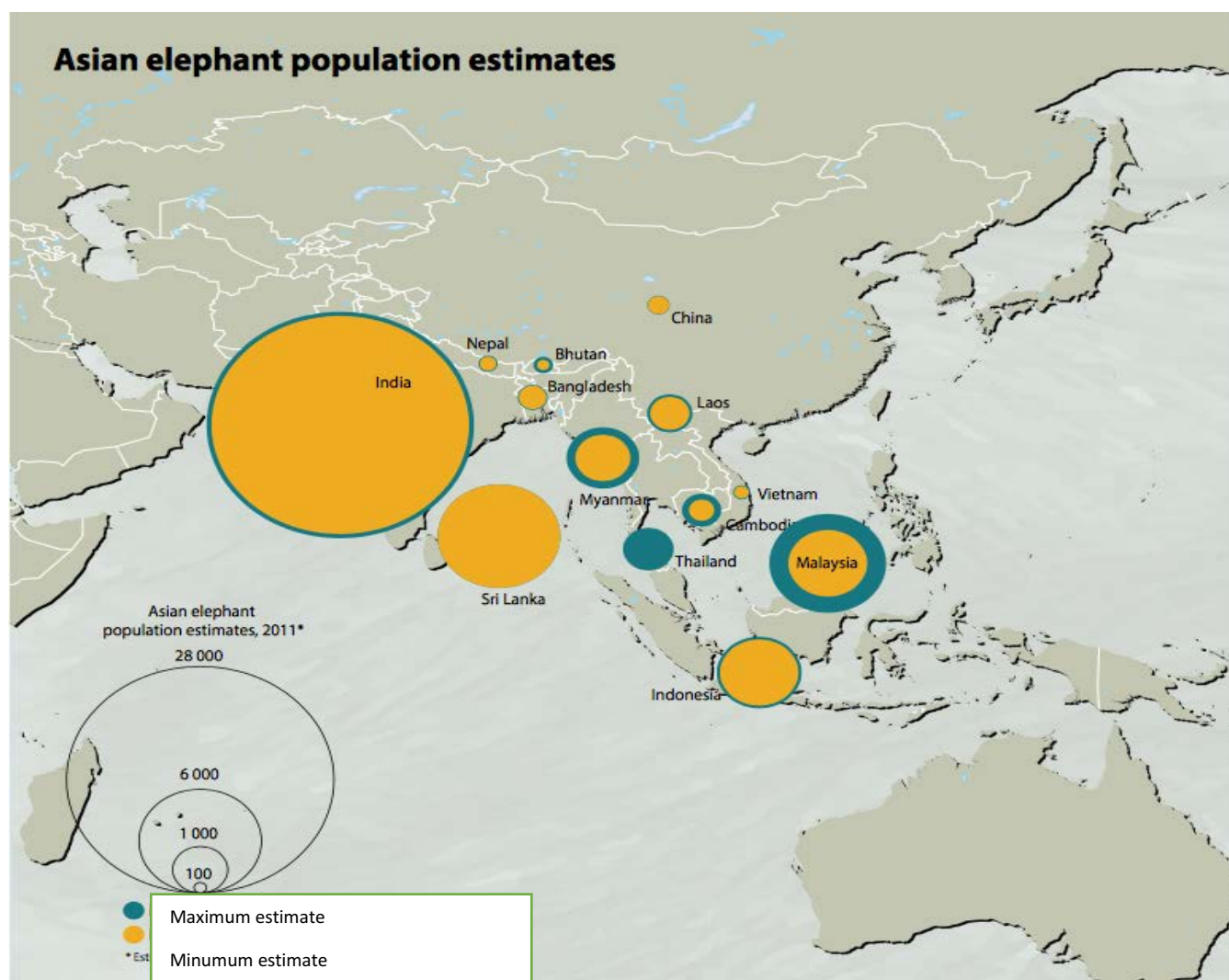


Figure 1.3 : La distribution historique de l'éléphant d'Asie (hachuré) ainsi que sa distribution actuelle (marron).

Source : Narayana (2015)



La population globale de l'éléphant d'Asie est présentement en déclin, et ce, depuis probablement des siècles (Sukumar, 2003 ; Fernando & Pastorini, 2011). La plus grande population d'éléphants sauvages se retrouve en Inde, avec 60% des effectifs de l'espèce (Baskaran *et al*, 2011). D'autres pays ayant des populations importantes d'éléphants sont le Sri Lanka, l'Indonésie, le Myanmar et la Malaisie. On compte approximativement 400 individus ou moins au Bangladesh, au Boutan, en Chine ou au Népal. Au Vietnam, les effectifs sont moins de 100 individus (Fernando & Pastorini, 2011). La figure 1.3.2 démontre les estimés des populations d'éléphants dans chaque pays de son aire de distribution.



**Figure 1.3.2 : Représentation visuelle des estimés de populations sauvages d'éléphants d'Asie, 2011.**  
Source : UNEP (2015). \*Les données pour la Thaïlande proviennent de 2002.

Des estimés récents évaluent les effectifs de cette espèce entre 40 000 et 50 000 individus à l'état sauvage (Tableau 1.3) (Fernando & Pastorini, 2011 ; CITES, 2016) ce qui représente environ un dixième de la population des éléphants d'Afrique (Blanc *et al.*, 2007). Dans la plupart des cas, cette estimation est basée sur des données insuffisantes et peu fiables. Elle est largement compilée à partir de rapports historiques ou des études utilisant des méthodes d'inventaire peu approfondies et imprécises (Sukumar 2003; Hedges *et al.* 2005; Dublin *et al.* 2006; Hedges, 2006; Choudhury *et al.* 2008; Fernando & Pastorini, 2011).

**Tableau 1.3: Estimés des populations d'éléphants d'Asie sauvages par pays à travers leur aire de distribution.**

Pays	Superficie (km <sup>2</sup> )	Population humaine	Éléphants Sauvages <sup>1</sup>	Source
Bangladesh	147 570	142 319 000	325	Islam <i>et al</i> (2011)
Bhoutan	38 394	695 800	105	Jigme & Williams (2011)
Cambodge	181 035	13 395 682	425	Maltby & Bourchier (2011)
Chine	9 572 9000	1 339 724 852	186	Zhang (2011)
Inde	3 166 391	1 210 193 422	27000	Baskaran <i>et al</i> (2011)
Indonésie (Bornéo + Sumatra)	1 204 163	67 600 385	5035	Alfred <i>et al.</i> , (2011); Azmi & Gunaryadi (2011)
Laos	236 800	6 128 000	700	Khounboline (2011)
Malaisie	132 723	22 656 253	1450	Saaban <i>et al</i> (2011)
Myanmar (Birmanie)	676 577	52 171 000	1619	Leimgruber <i>et al</i> (2011)
Népal	147 181	26 620 809	126	Pradhan <i>et al</i> (2011)
Sri Lanka	65 610	20 653 000	5879	Fernando <i>et al</i> (2011)
Thaïlande	513 120	65 479 453	1000	Schmidt-Burbank <i>et al</i> (2015)
Vietnam	331 212	85 846 997	97	Cao Thi Ly (2011)
<b>Total</b>	<b>16 413 676</b>	<b>3 053 484 653</b>	<b>43 445</b>	

Source pour la superficie et la population humaine : Brinkhoff (2011)

1 : ces statistiques représentent la moyenne d'estimés de populations pour chaque pays.

On estime qu'environ 14,000-15,000 éléphants d'Asie vivent en captivité sur le continent asiatique, représentant au moins 25% de l'ensemble de la population, mais il est probable que leur nombre soit plus élevé (Sukumar, 2003 ; Choudhury *et al.*, 2008 ; Fernando & Pastorini, 2011). Tout comme les éléphants sauvages, les populations captives diminuent puisqu'elles ont un taux de reproduction trop faible pour se maintenir (Khounboline, 2011 ; Williams & Dhakal, 2011). Une forte proportion de ces éléphants est alors capturée dans la population sauvage (Suter, 2010). Au total, la population d'éléphants d'Asie, tant en captivité qu'à l'état sauvage, s'estime à entre 54 000- 65 000 individus (CITES, 2016). C'est au Myanmar que la population d'éléphants captifs est la plus importante, avec entre 4700 (Leimbugruber *et al.*, 2011) et 6000 individus (CITES, 2016). Les éléphants captifs se retrouvent dans une variété d'environnements, tel que les jardins zoologiques, les cirques, les installations touristiques, les exploitations forestières, en agriculture, dans



les temples ou les collections privées (Leimgruber *et al*, 2011 ; Fernando & Pastorini, 2011). La plupart des secteurs d'opération utilisant des éléphants sont réduits ou sont devenus obsolètes, tels que la plupart des opérations forestières. Par contre, d'autres utilisations sont en augmentation comme le secteur touristique (CITES, 2016).

### 1.3 Statut légal de l'espèce

L'éléphant d'Asie bénéficie de la protection offerte par différents outils législatifs, tant au niveau international que dans les pays où l'animal est présent à l'état sauvage (CITES, 2016). L'IUCN classifie l'espèce « en péril » puisque, selon les derniers estimés, environ la moitié de ses effectifs serait disparue depuis le début du 20<sup>e</sup> siècle. La dégradation de la qualité et de la superficie de l'habitat essentiel de l'éléphant a aussi contribué à l'attribution de son statut (Choudhury *et al*, 2008).

L'espèce figure également à l'Annexe I de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction, la CITES. Les espèces ainsi listées (ou leurs parties) ne sont pas soumises au commerce sauf dans des situations exceptionnelles (CITES, 2016). Au Canada, cette convention internationale est mise-en-œuvre par l'entremise de la WAPPRITA, soit la *Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial*. Le but de cette loi est de protéger les espèces animales et végétales menacées de surexploitation au Canada ou à l'étranger, en raison du commerce illégal (ECCC, 2016). L'éléphant d'Asie figure à l'Annexe 1 de cette loi (ECCC, 2015), qui comprend les espèces menacées d'extinction qui sont ou peuvent potentiellement être affectées par le commerce. L'exportation de ces espèces du Canada est généralement interdite à des fins commerciales (ECCC, 2014). Des permis d'exportation et d'importation de la CITES sont nécessaires afin d'importer un animal, ses parties ou des produits dérivés au Canada pour, par exemple, des fins scientifiques ou pour un transfert vers un parc zoologique (ECCC, 2016). Quiconque contrevient à la WAPPRITA ou à ses règlements commet une infraction et sera assujéti à des amendes allant jusqu'à trois cent mille dollars et un emprisonnement maximal de cinq ans (ECCC, 2014).

Aux États-Unis d'Amérique (EUA), l'espèce jouit d'une protection similaire qu'au Canada en raison de son statut sous la CITES et de la loi américaine sur les espèces en péril (USFWS, 2014). Par contre, les EUA ont élaboré une loi spécifique à la protection de l'éléphant d'Asie : le « *Asian Elephant Conservation Act* ». Cette loi, adoptée par le Congrès américain en 1997, vise à améliorer la protection des populations d'éléphants à risque et ses habitats. Un programme de surveillance ainsi qu'un fonds pour la conservation des éléphants d'Asie et de recherche a également été mis sur pied (FAO, 2002).

Quoique bien protégée par les lois du commerce international, la protection légale de l'éléphant d'Asie varie d'une nation à une autre (CITES, 2016). Certains pays, comme la Chine, ont un bureau responsable de la mise en œuvre de la CITES et du commerce des éléphants et leurs parties. En revanche, certains pays, tels que le Cambodge et le Bangladesh, n'ont que très peu de législation, tant pour les éléphants sauvages que domestiques, les lois existantes étant vagues et difficiles à mettre en œuvre (Fowler & Mikota, 2008). De plus, au Cambodge, plusieurs lois «non écrites» gouvernent la gestion des éléphants captifs, et celles-ci varient d'un groupe ethnique à un autre (Maltby & Bourchier, 2011). D'autres pays, tels l'Inde, la Thaïlande et le Sri Lanka, ont des lois qui protègent les éléphants du commerce, de la chasse et de la persécution. Ils ont aussi plusieurs politiques permettant leur gestion (CITES, 2016). Certains pays, comme l'Inde, ont des lois interdisant la cruauté envers les animaux, qu'ils soient à l'état sauvage ou en captivité (Baskaran *et al*, 2011). Par contre, ces pays ont rarement les ressources monétaires ou technologiques pour l'application des nombreuses lois en vigueur (Fowler & Mikota, 2008 ; CITES, 2016).

En Inde, l'éléphant est classifié sous l'Annexe 1 de la *Indian Wildlife Protection Act of 1972*, lui offrant ainsi le plus haut niveau de protection au pays (Baskaran *et al*, 2011). Cette loi interdit d'abattre un éléphant pour atténuer les dommages aux cultures ou pour gérer une surabondance d'éléphants sauvages (CITES, 2016). Lorsque la vie humaine est menacée, tuer un éléphant est découragé mais n'est pas illégal. Toutefois, l'élimination des éléphants pour le contrôle de la surpopulation, pour la recherche scientifique ou pour éliminer des animaux problématiques est autorisée sous cette loi (CITES, 2016).

Dans les réserves naturelles et les parcs nationaux, les éléphants sont protégés par le *Indian Forest Act of 1927* (Fowler & Mikota, 2008; CITES, 2016). Sous cette loi, les éléphants sont considérés des « produits forestiers » et un permis doit être obtenu pour leur relocation. La cruauté envers tous les animaux, y compris les éléphants captifs et sauvages, est interdite en Inde selon la *India's Prevention of Cruelty to Animals Act of 1960* (Fowler & Mikota, 2008). En Inde, l'éléphant d'Asie bénéficie donc d'une ample protection légale, mais la mise-en-œuvre de ces instruments législatifs laisse à désirer (Baskaran *et al*, 2011).

Au Sri Lanka, c'est le Ministère de la conservation de la faune qui gère les populations d'éléphants sauvages et captifs et la gestion des éléphants est chapeautée par le *Fauna and Flora Protection Ordinance*. Sous cette loi, tuer un éléphant, peu importe les circonstances, est illégal. Capturer ou tuer un éléphant sauvage est passible d'une amende de 150 000 à 500 000 Roupies (Rs) (1400-4500\$ CDN) et/ou un emprisonnement de 2-5 ans (Fernando *et al*, 2011). Cette loi guide la gestion des éléphants dans le contexte des conflits avec les humains. La loi permet la translocation d'animaux à l'intérieur du pays. Par contre, cette méthode est peu efficace pour corriger la situation. Les éléphants causant le plus de dommages aux cultures et aux structures humaines ou

ayant causé des blessures ou des morts d'homme sont souvent déplacés vers un centre de détention par le SLWS (Fowler & Mikota, 2008, Fernando *et al*, 2011; CITES, 2016). Une politique nationale sur la conservation et la gestion des éléphants sauvages a été développée en 2006, mais n'a pas encore été mise en œuvre (Fowler & Mikota, 2008). Selon la CITES (2016), les lois au Sri Lanka seraient plus qu'adéquates pour protéger les éléphants du commerce international, pour assurer leur conservation et atténuer le conflit éléphant-humain. Le pays possède également les ressources tant humaines que financières pour mettre en œuvre les lois et les politiques appropriées. Par contre, le manque de volonté politique dans ce pays limiterait les efforts de conservation.

En Thaïlande, les éléphants captifs sont utilisés depuis près de 2000 ans (Rattan, 2009). Ce long historique a créé un brouillard législatif de 18 lois pour protéger les éléphants administrés par cinq ministères différents (Duffy & Moore, 2010; Laohachaiboon, 2010 ; CITES, 2016). Les plus pertinentes sont la *Wild Animal Reservation and Protection Act of 1992* (WARPA), qui porte sur les éléphants sauvages, et le *Draught Animal Act of 1939*, qui, à son tour, porte sur les animaux en captivité (Stiles, 2009). Les éléphants sauvages sont classifiés comme protégés en vertu de la WARPA, qui est mise en œuvre par le Département des Parcs Nationaux, des Plantes et de la Faune (DNP) depuis 2002 (Nijman, 2014). Capturer ou tuer un éléphant sauvage sans l'approbation écrite du directeur général de la DNP est interdit et peut encourir une amende de 45000 THB (USD 1,330) et/ou jusqu'à quatre ans de prison. Depuis les années 1970, aucun permis n'a été délivré pour chasser des éléphants sauvages (Pimmanrojnagool & Wanghongsa, 2001; Rattan, 2009). Il y a des dispositions supplémentaires au sein desquelles le WARPA permet l'élevage, la chasse, la possession et le transport des éléphants sauvages à des fins scientifiques ou de conservation, avec l'approbation de la DNP. Au cours de la dernière décennie, le gouvernement a tenté de mettre à jour le WARPA pour mieux protéger les éléphants sauvages et gérer les conflits éléphants-humains, mais sans progrès évident à ce jour (Stiles, 2009; Duffy & Moore, 2010; Nijman, 2014). Une autre loi, la *Wild Elephant Protection Act of 1921*, identifie les éléphants sauvages comme étant la propriété du gouvernement (Stiles, 2009). Pour les éléphants tant captifs que sauvages, aucune loi n'existe pour assurer leur bien-être et les protéger d'actes de cruauté (CITES, 2016).

### **1.5 La niche écologique des éléphants**

La plupart des études portant sur la niche écologique des éléphants ont été faites sur les éléphants de savane, en Afrique (Sukumar, 2003; Campos-Areiz & Blake, 2011). L'éléphant est souvent décrit comme un « ingénieur écosystémique » capable de modifier l'environnement physique d'un écosystème et, en conséquence, la disponibilité des ressources pour d'autres organismes (Campos-Areiz, 2009). En effet, les éléphants d'Afrique peuvent changer de façon importante la structure végétale d'un écosystème (Douglas-Hamilton, 1972; Skarpe et al, 2004; Asner *et al*, 2016). Lorsque leurs densités sont grandes, les éléphants peuvent réduire les boisés et

les convertir en savanes (Cumming, 1982, Western, 1989; Evans, 2006; Morrison *et al*, 2016). Quoique l'éléphant d'Asie a une influence moindre sur le paysage, il est néanmoins capable de créer des ouvertures dans les forêts denses qu'il habite (Nowak, 1999, Sukumar, 2003; Choudhury *et al*, 2008). Par exemple, il va déraciner les arbres pour se nourrir des branches en hauteur ou tout simplement pour se divertir, permettant la croissance de nouvelles essences d'arbres ou d'espèces pionnières (Pradhan *et al*, 2007).

En plus de leur rôle d'ingénieur écosystémique, les éléphants jouent un rôle critique dans la dispersion des plantes et ces animaux peuvent consommer plusieurs espèces différentes (Campos-Arceiz *et al*, 2008; Samansiri & Wikaroon, 2008; Blake *et al*, 2009; Campos-Arceiz & Blake, 2011; Sidhara *et al*, 2016), favorisant ainsi la diversité des arbres (Kitamuri *et al*, 2007; Fernando *et al*, 2008b). De plus, la quantité énorme de fèces produites par ces animaux s'avèrent un excellent engrais pour les semences ainsi qu'une source d'alimentation pour les bousiers et autres arthropodes coprophages (Nichols *et al*, 2009; Nasseri *et al*, 2011). Ces insectes peuvent, à leur tour, nourrir d'autres animaux (Remmers *et al*, 2016; Campos-Arceiz, 2009; Nichols *et al*, 2009).

Les éléphants semblent aussi avoir un impact positif sur la richesse spécifique des amphibiens. Par exemple, au Sri Lanka, la bouse d'éléphant abrite plusieurs espèces d'anoures (Campos Arceiz, 2009). En Tanzanie, une étude a démontré que la richesse des amphibiens était plus importante dans les lieux où les éléphants cassaient et déracinaient les arbres. Les cratères et les débris ligneux causés par ces déracinements augmentaient le nombre de refuges contre les prédateurs et attiraient aussi les insectes, leur source principale de nourriture (Nasseri *et al*, 2011).

#### **1.4 Le comportement et la structure sociale des éléphants d'Asie.**

La plupart des études comportementales sur les éléphants portent sur les éléphants d'Afrique; il n'y a que peu d'études sur le comportement des éléphants d'Asie (Plotnik *et al*, 2006; Fernando *et al*, 2008b; Joshi & Singh, 2008a, Foerder *et al*, 2011; de Silva *et al*, 2011; de Silva *et al*, 2016). Les éléphants d'Asie, tout comme leurs cousins africains, démontrent un large éventail de comportements complexes dont des compétences cognitives associées à l'intelligence (Bradshaw & Schore, 2006; de Silva & Wittemeyer, 2012; de Silva *et al*, 2011). De tels comportements comprennent l'utilisation de miroirs pour localiser des objets cachés, la tromperie, le jeu (Moss 1988; Shoshani & Eisenberg 1992; Jayantha *et al*, 2007, Prado-Oviedo *et al*, 2016) et l'utilisation d'outils (Hart & Hart, 1994; Hart *et al*, 2001; Foerder *et al*, 2011). Les éléphants peuvent utiliser des plantes médicinales pour traiter les blessures et se débarrasser de parasites internes (Douglas-Hamilton, 1975; Moss 1988; Payne 1996; Engel, 2002). Les éléphants démontrent aussi des émotions et des humeurs qui pourraient être interprétées comme de la tristesse, de la joie, de la jalousie et de l'ennui (Moss, 1988;

Chadwick, 1994; Bradshaw & Schore, 2006). Des études suggèrent que ces animaux sont aussi capables de la conscience de soi (Poole 1998; Plotnik *et al*, 2006) et de rassurer leurs congénères durant des épisodes de détresse (Plotnik & de Waal, 2014).

Le gros cerveau des éléphants leur offre une mémoire supérieure et une capacité intellectuelle leur permettant une communication complexe. Ils démontrent un grand répertoire vocal et de vastes réseaux de communication (Payne *et al*, 1986; McComb *et al*, 2000; Nair *et al*, 2009; Soltis, 2010; Soltis *et al*, 2014). Les éléphants sont capables de distinguer les appels infrasonores des membres de leur famille et des autres troupes d'éléphants, qu'ils soient apparentés ou non (McComb *et al*, 2000). Grâce à cette capacité, ainsi que la complexité de leurs comportements et leurs sens tactiles et visuels, les éléphants peuvent maintenir un réseau de relations élargi (Payne, 2003).

Chez toutes les espèces d'éléphants, les femelles et leurs éléphanteaux forment la base des unités sociales (Vidya & Sukumar, 2005; wittemyer *et al*, 2005 ; de Silva *et al*, 2011 ; Whitemeyer *et al*, 2011). On connaît peu la structure sociale des éléphants d'Asie en dépit de la longue histoire de leur cohabitation avec les humains (Rasmussen, 1998 ; de Silva *et al*, 2006 ; Vidya *et al*, 2007 ; de Silva & Wittemeyer, 2011). Tout comme les éléphants d'Afrique, la structure sociale des éléphants d'Asie est d'abord composée de deux ou plusieurs unités mère-juvénile. Elle s'élargit ensuite en groupes familiaux mixtes ou clans, c'est-à-dire des associations de plusieurs groupes familiaux apparentés (Sukumar, 1989 ; Baskaran *et al*, 1995 ; Fernando & Lande, 2000). Ces clans peuvent varier de 5 à 15 individus, mais la moyenne est de 7 (Sukumar, 1989). Contrairement aux éléphants d'Afrique, ces associations s'avèrent plus étroites et leurs troupes plus petites (de Silva & Wittemeyer, 2012). Il est possible que cette distinction repose sur la différence dans leurs habitats. Les mammifères, dans des environnements ouverts comme les savanes, ont tendance à se regrouper en grands troupes. En revanche, ceux qui privilégient les habitats forestiers forment plutôt de plus petits groupes, en raison de la concurrence pour les ressources limitées (Fernando & Lande, 2000, de Silva *et al*, 2016).

Ces associations familiales sont la norme où l'on retrouve des grandes populations continues en Asie, tel qu'au Sri Lanka ou dans le sud de l'Inde (Vidya & Sukumar, 2005; deSilva *et al*, 2011, de Silva & Wittemeyer, 2012). Pour des populations plus petites, l'isolement et la pression anthropique peuvent modifier la structure sociale de cette espèce. Tel est le cas, au Vietnam, où plusieurs petits groupes peuplant autrefois le parc national du Cat Tien forment désormais qu'un seul groupe de neuf individus. Des études génétiques ont aussi démontré que ces individus ne sont pas nécessairement tous apparentés (Vidya *et al*, 2007).

Récemment, les scientifiques ont démontré de l'intérêt envers les comportements et la structure sociale des éléphants africains mâles (Evans, 2006). Aucune étude n'a été répertoriée sur cet aspect chez les éléphants

d'Asie. Néanmoins, tout comme l'éléphant d'Afrique, les jeunes mâles se dispersent de leur troupeau natal à l'adolescence et restent principalement solitaires. Ils vont quelques fois former des groupes fluides de jeunes mâles qui se séparent quand un ou plusieurs mâles entrent en phase de "musth" (Sukumar, 2003; Vidya & Sukumar, 2005; Evans & Harris, 2008; Joshi & Singh, 2008b). Ils vont aussi parfois s'associer temporairement à des groupes de femelles adultes (Vidya & Sukumar, 2005).

### 1.7 Reproduction

Les éléphants d'Asie sont polygames (Sukumar, 2003). À l'état sauvage, les mâles atteignent la maturité sexuelle entre 10 et 15 ans (Hilderbrandt *et al*, 2000), mais vont généralement se reproduire pour la première fois lorsqu'ils ont atteint 20 ans, en même temps que leurs premiers épisodes de musth réguliers (Jainudeen *et al*, 1972). Le mot « musth » est d'origine persane et signifie « état d'intoxication » (Spinage, 1994). Il s'agit d'une condition périodique chez les éléphants mâles, caractérisée par une forte augmentation de l'androgène et une agressivité exacerbée envers les autres éléphants, animaux (y compris l'homme) et objets (Sukumar, 2003 ; Ghosal *et al*, 2013 ; Goodwin *et al*, 2016). Durant cette période, l'appétit des mâles diminue et les combats se multiplient (Goodwin *et al*, 2016). Les glandes temporales, situées sur chaque tempe, libèrent une sécrétion nommée frontaline. De l'urine dégoute en continu du pénis de l'animal et dégage des composantes malodorantes (Rasmussen & Greenwood, 2003 ; Ghosal *et al*, 2013). La durée et l'intensité du musth varient, et l'agression peut être inattendue et imprévisible (Duer *et al*, 2016). Le musth est annuel et asynchrone, se produisant à des moments différents de l'année pour différents mâles (Sukumar, 2003 ; Sukumar, 2006). Les jeunes mâles qui viennent d'atteindre la maturité sexuelle ne peuvent généralement pas encore se reproduire, parce que leur musth est trop faible et ils ne peuvent pas vaincre les mâles plus âgés et dominants (Duer *et al*, 2016). Alors que le jeune mâle devient plus âgé, ses périodes de musth gagnent en intensité et il sera capable de se reproduire à partir de l'âge de 20 ans (Niemuller & Liptrap, 1991).

Bien que le musth soit associé à la protection d'une partenaire avant et après l'accouplement, ce qui augmente vraisemblablement le succès de la reproduction, il n'est pas nécessaire que le mâle soit en musth pour féconder une femelle. Il est alors possible que cette condition soit liée à l'établissement d'une hiérarchie entre mâles d'une même population (Niemuller & Liptrap, 1991). Les femelles sélectionnent les mâles les plus dominants et les plus aptes à s'accoupler avec elles. Elles préfèrent alors les mâles en musth puisqu'ils possèdent généralement ces caractéristiques tant convoitées. Les éléphantesses vont utiliser des signaux auditifs, visuels et chimiques pour indiquer qu'elles sont en oestrus (Sukumar, 2003). Le cycle œstral influence la période durant laquelle les femelles sont fertiles et dure de 3 à 7 jours. Le cycle se répète aux 14 à 16 semaines (Sukumar, 2003; Sukumar, 2006). Les éléphants d'Asie se reproduisent tous les 4 à 5 ans. La fertilité des femelles diminue à 50 ans et cesse complètement à 65 ans (Hayward *et al*, 2014; Lahdenperä *et al*. 2014). Les

mâles ne jouent aucun rôle dans l'élevage de leur progéniture puisqu'ils vivent séparés de leur troupeau natal, ayant quitté celui-ci à l'adolescence (Sukumar, 2003).

La reproduction peut avoir lieu tout au long de l'année, sans saison fixe (Sukumar, 2003). Par contre, Mumby *et al*, (2013a) ont démontré que 44% des naissances chez des éléphants semi-captifs au Myanmar correspondaient à une époque où les conditions climatiques étaient favorables à la survie de leur progéniture. Outre cette dernière étude, peu de recherches ont été réalisées en Asie sur le sujet. Certaines populations d'éléphants africains peuvent concentrer les naissances durant une certaine période de l'année (Moss, 1988, Mumby *et al*, 2015). A l'état sauvage, la maturité sexuelle chez les éléphantesses est généralement atteinte entre 10 et 15 ans. Une éléphantesse donne naissance à un seul éléphanton et les jumeaux, quoique possibles, sont rares (Sukumar, 2003). La période de gestation s'étend sur une période de 20.5 à 22 mois. Un éléphanton pèse environ 100 kg à la naissance. Les liens entre un bébé éléphant et sa mère sont très serrés, surtout lors des deux premières années de sa vie (Sukumar, 2003). Les autres femelles du troupeau peuvent aussi contribuer à élever les éléphantons en les protégeant et les aidant (Dublin, 1983 ; Rapaport & Haight, 1987 ; Jayanta *et al*, 2009 ; Mar *et al*, 2012 ; Vidya, 2014 ; Lahdenpera *et al*, 2016b). Un éléphanton est complètement sevré vers l'âge de 4 ans. Les femelles restent avec leurs troupes alors que les mâles se disperseront vers l'âge de 12 ans (Sukumar, 2003 ; Mumby *et al*, 2013b).

### **1.8 L'alimentation des éléphants**

Les éléphants d'Asie s'alimentent d'une grande diversité de plantes, mais démontrent une préférence pour les plantes graminées et d'autres monocotylédones telles que les bananiers et le gingembre (English *et al*, 2014 ; Yamamoto-Ebina *et al*, 2016 ; Fernando *et al*, 2016). D'ailleurs, une grande partie de l'alimentation des éléphants durant la saison humide est composée de ces plantes (Sukumar, 1990 ; Williams, 2003 ; Koirala *et al*, 2016b). Les éléphants d'Asie ont une alimentation opportuniste, ils vont également brouter des plantes ligneuses, telles que les vignes, les parties d'arbres et arbustes comme les écorces, les branches et les racines. Durant la saison sèche, les éléphants vivant dans les zones tropicales consomment surtout du brout, puisque les herbes vont s'être desséchées (Sukumar & Ramesh, 1995; Williams, 2003 ; Steinheim *et al*, 2005) et leur valeur nutritive et digestibilité réduite (Ahrestani & Sankaran, 2016). Si nécessaire, les éléphants feront des migrations saisonnières pour retrouver ces espèces ligneuses (Sukumar, 1989; Koirala *et al*, 2016a). Les éléphants peuvent migrer sur des distances considérables sur un court laps de temps afin d'atteindre les ressources alimentaires nécessaires (Motaleb *et al*, 2011).

Ces animaux sont également friands des graines et des fruits (Chen *et al*, 2006 ; Joshi & Singh, 2008b ; Campos-Arceiz *et al*, 2008 ; Baskaran *et al*, 2010 ; Jin *et al*, 2006 ; Koirala *et al*, 2016a). Les éléphants fréquentent les

ouvertures dans les forêts où ils peuvent brouter des espèces ligneuses pionnières ainsi que des graminées telles que les bambous (*Bambusoideae*) (Sukumar, 1989 ; Jin *et al*, 2015 ; Koirala *et al*, 2016b). Au total, plus de 110 espèces végétales figurent au menu de ce mégaherbivore (Ishwaran, 1983 ; Sukumar, 1990). Peu importe la saison, l'éléphant mange au-delà de 1.5 % à 1.9% de sa masse corporelle par jour (Jin *et al*, 2006).

### **1.9 Les déplacements des éléphants et leurs préférences en matière d'habitat.**

L'éléphant est également une espèce généraliste quant aux habitats. On peut le retrouver dans les savanes, les forêts tropicales sempervirentes et semi-sempervirentes, les forêts sèches caducifoliées ainsi que les forêts secondaires et cultivées (Choudhury *et al*, 2008). Son habitat de prédilection demeure toutefois la forêt (Sukumar, 1989 ; Dayte & Baghwat, 1995). Les éléphants d'Asie sont généralement très fidèles à leurs domaines vitaux qu'ils parcourent sur de longues distances (Fernando *et al*, 2005). Des territoires de plus de 600 km<sup>2</sup> ont été observés chez les femelles du sud de l'Inde (Joshi & Singh, 2008c). Dans le nord de l'Inde, on a répertorié des domaines vitaux entre 184-326 km<sup>2</sup> et 188-407 km<sup>2</sup> chez les mâles (Williams, 2003). Au Sri Lanka, les domaines vitaux sont plus petits. Les femelles couvrent 30 à 160 km<sup>2</sup> alors que les mâles, entre 53 à 345 km<sup>2</sup> (Fernando *et al*, 2005).

Plusieurs facteurs influencent les déplacements des éléphants d'Asie (Koirala *et al*, 2016a). En raison du grand volume d'eau nécessaire pour s'abreuver, se nettoyer et réguler leur température, les déplacements des éléphants sont fondamentalement influencés par la disponibilité et la distribution de l'eau (Gross *et al*, 1995 ; Shannon *et al*, 2009). Par conséquent, les éléphants sont susceptibles de choisir des habitats à proximité des cours d'eau où ils peuvent aussi retrouver du fourrage et de l'ombre (Rood *et al*, 2010 ; Lin *et al*, 2014 ; Koirala *et al*, 2016a). Les déplacements des éléphants sont aussi influencés par la composition des espèces floristiques ou par une des phases phénologiques particulières chez les plantes dont ils se nourrissent, tels que la floraison ou la fructification (Blake & Inkamba-Nkulu, 2004; English *et al*, 2015). Certains besoins nutritifs spécifiques peuvent affecter leurs mouvements. Par exemple, des besoins ponctuels en sodium peuvent faire en sorte que ces pachydermes se déplacent en quête de plantes ayant une forte teneur en sel (Blake & Inkamba-Nkulu, 2004; Rood, 2006). De façon générale, les éléphants évitent les humains (Parker & Graham 1989, Barnes *et al*, 1991; Eltringham 1991; Happold 1995; Desai & Baskaran, 1996 ; Wittemyer *et al*. 2007; Harris *et al*, 2008; Graham *et al*. 2009a).

La survie des éléphants dépend largement des corridors migratoires, car ils permettent d'accéder à des sources alimentaires et de rencontrer d'autres troupes. Ce facteur est important pour assurer une diversité génétique dans les populations (Joshi & Singh, 2008c). Ils utiliseront ces corridors migratoires pour se disperser à travers leur domaine vital en quête de nourriture ou d'eau lorsqu'il y a un changement saisonnier (Alfred *et*



*al*, 2012 ; Desai & Riddle, 2015). Les éléphants vont aussi migrer lorsque leur domaine vital est perturbé par les activités humaines, tant les troupes familiaux que les mâles solitaires (Chartier *et al*, 2011; Wilson *et al*, 2013).

### **1.10 Les principales menaces à l'éléphant d'Asie**

Le braconnage, la perte d'habitat et les conflits éléphants-humains constituent les trois menaces principales anthropiques communément soulevées par les chercheurs et les décideurs (Sukumar, 2006; Ling *et al*, 2014). Les éléphants succombent également aux blessures et maladies ainsi que d'autres causes de mortalité naturelle (Sukumar, 2003).

### **1.11 Les causes naturelles de mortalité**

Les principales causes de mortalité naturelles sont les blessures causées par des accidents. Par exemple, un éléphant peut être blessé lors d'un combat et succomber à l'infection ou un juvénile peut glisser en bas d'une falaise boueuse durant la saison des pluies (Sukumar, 2003 ; Karthick *et al*, 2016). Ce dernier phénomène est particulièrement commun au Bhoutan puisque le terrain est dominé par des montagnes à pentes raides sujettes à l'érosion (Jigme & Williams, 2011). L'éléphant d'Asie peut également céder à des maladies infectieuses non parasitaires ainsi que des maladies gastro-intestinales non spécifiques et parasitaires (Kontogeorgopoulos, 2009). Des étiologies gériatriques ont également été classées comme des causes de mortalité (Miller *et al*, 2015). Chez toutes les espèces d'éléphants, les dents sont caduques et lorsque la 6<sup>e</sup> molaire est usée, l'éléphant ne peut plus mastiquer sa nourriture et éventuellement meurt de faim (Moss, 1988). Le climat peut également provoquer la mortalité chez les éléphants, en particulier les juvéniles. Des températures extrêmes exposent les éléphants à des coups de chaleur. Elles peuvent également réduire l'immunité des éléphants, les exposant à des maladies infectieuses, y compris l'anthrax, les infections pulmonaires et les maladies diarrhéiques (Mumby *et al*, 2013a). Les éléphanteaux sont les plus susceptibles de succomber aux menaces naturelles, en particulier lorsque les conditions climatiques ne sont pas favorables (de Silva *et al*, 2013 ; Mumby *et al*, 2013b). L'éléphant d'Asie va parfois être la proie des tigres, mais ce phénomène est rare (Karanth & Nichols, 1998 ; Thupil & Cross, 2016).

### **1.12 Le braconnage et le commerce des éléphanteaux**

Quoique cette menace affecte beaucoup plus les éléphants d'Afrique (CITES, 2016), les éléphants d'Asie sont aussi braconnés pour l'ivoire, ainsi que pour leurs dents, leurs queues, leurs trompes, leur chair et leur peau (Goswami *et al*, 2007; Blanc *et al*, 2011; CITES, 2016; Gupta *et al*, 2016; Ling *et al*, 2016.). Au cours des dernières décennies, le braconnage sélectif de mâles porteurs de défenses a progressivement modifié le ratio

des mâles : femelles chez plusieurs populations d'éléphants d'Asie (Kurt *et al*, 1995; Menon *et al*, 1997; Santiapillai, 1997; Sukumar *et al*. 1998; Baskaran & Sukumar, 2011; Chelia *et al*, 2013; Gupta *et al*, 2016). Le ratio des sexes parmi les adultes est naturellement de 2 femelles pour 1 mâle chez l'éléphant d'Asie (Promislow, 1992). En Inde, chez les populations braconnées, la proportion de mâles chute drastiquement (Gupta *et al*, 2016). À leur plus petit, les ratios oscillent entre un mâle pour 2,2 à 4,9 femelles (Sukumar *et al*, 2002; Baskaran & Sukumar, 2011; Gupta *et al*, 2016). Dans le sud de l'Inde, une région fortement touchée par le braconnage entre 1969 et 1989, il y avait aussi peu qu'un mâle adulte pour 100 adultes femelles (Chadran, 1990; Ramakrishnan *et al*, 1998). Cet écart s'est depuis rétréci, mais demeure toutefois inquiétant avec 1 mâle pour 80 femelles (Arivazhagan & Sukumar, 2005). Ces ratios vastement asymétriques peuvent diminuer la variabilité génétique des populations (Menon, 2002), ainsi que leur viabilité (Menon *et al*, 1997). Chez les populations animales, des ratios inégaux entre les sexes causés par des perturbations anthropiques peuvent réduire la taille d'une population, ainsi que sa viabilité et sa capacité à se reproduire (Milner *et al*, 2007; Ishengoma *et al*, 2008). Le braconnage des éléphants d'Asie cause une forte diminution de leurs effectifs dans l'ensemble de leur aire de répartition (Choudhury *et al*, 2008). Au Vietnam, par exemple, la population d'éléphants aurait chuté aux alentours de 100 individus (Menon, 2002). Selon la Wildlife Protection Society of India (2011), 121 éléphants dans ce pays auraient été braconnés pour leur ivoire entre 2008 et 2011. Cependant, le nombre d'éléphants braconnés est difficile à comptabiliser en Asie, en partie à cause de l'habitat forestier faisant en sorte que les carcasses sont difficiles à détecter, mais aussi parce que le nombre d'éléphants ainsi tués serait sous-rapporté (Shepherd & Nijman, 2008). Il est à noter que certains éléphants succombent également aux collets posés pour chasser d'autres animaux en forêt (Fowler & Mikota, 2008; de Silva *et al*, 2013; Othman *et al*, 2013; Ling *et al*, 2016), mais aucune donnée sur le nombre d'éléphants affectés par cette méthode de chasse particulière n'a été retrouvée pour cet essai.

En Asie, en particulier en Thaïlande, plusieurs parcs touristiques existent dont la thématique est centrée sur les éléphants (Nijman, 2014). Pour répondre à la demande de ces parcs, des éléphanteaux sont capturés à l'état sauvage (quoique quelques-uns proviennent de populations captives) et vendus (Shepherd & Nijman, 2008). Cette pratique représente également une menace à l'espèce (Lair, 1997). Si la majorité des animaux proviennent de la Birmanie, d'autres sont aussi capturés en Thaïlande et dans d'autres pays (Kemf & Santiapillai, 2000; Shepherd, 2002; Nijman, 2014). Pour capturer ces juvéniles, des troupeaux complets, y compris la mère, sont souvent tués, car ils tentent de protéger leurs petits (Begley, 2006 ; Shepherd & Nijman, 2008; Nijman, 2014). Puisque ce commerce est illégal et qu'aucun permis CITES n'ait été émis entre le Myanmar et la Thaïlande, le nombre exact d'éléphanteaux assujettis à cette pratique est inconnu (Shepherd & Nijman, 2008). Le nombre d'animaux adultes tués pour ce commerce est également inconnu (Begley, 2006).

Par contre, Kemf & Santiapillai (2000), estiment qu'environ 120 éléphants par année ont été capturés au Myanmar au moment où leur étude fut publiée.

Une fois en captivité, la mortalité chez les éléphanteaux demeure élevée (Begley, 2006; Nijman, 2014). Le taux de mortalité est estimé à 20% par an à cause de la piètre qualité des soins post-capture ainsi qu'aux méthodes brutales utilisées pour dompter les animaux (Begley, 2006; WSPA, 2011; Nijman, 2014). Actuellement, la demande pour les éléphants adultes est quasi nulle en Asie puisqu'ils ne sont presque plus utilisés en foresterie (Godfrey & Kongmuang, 2009; Lorimer, 2010). La valeur des juvéniles a augmenté considérablement en Thaïlande où ils coûtent environ 33 000 USD chacun (Nijman, 2014).

L'Asie demeure un marché florissant pour le commerce légal et illégal des éléphants vivants, ainsi que de leurs parties, dont l'ivoire. Alors que le commerce international de l'ivoire continue de monopoliser l'attention et les ressources internationales, c'est plutôt le commerce national et régional en Asie qui affecte principalement les populations d'éléphants (Begley, 2006 ; Shepherd & Nijman, 2008; Nijman, 2014). L'un des plus grands défis pour l'application de la réglementation est les frontières poreuses entre la plupart des pays asiatiques, ne permettant pas la surveillance ou l'application des règlements. L'insuffisance de l'infrastructure et de la capacité d'application de la loi, les ressources limitées et le manque de volonté politique favorisent le braconnage, les captures et le commerce illégal d'éléphants vivants, d'ivoire et de produits dérivés (Nijman, 2014 ; CITES, 2016). Malgré la mise en œuvre de programmes tels que "MIKE" (Monitoring the Illegal Killing of Elephants), une initiative découlant de la CITES, le nombre d'éléphants braconnés ou vendus à travers l'Asie ne sont pas rapportés par les forces de l'ordre (Nijman, 2014).

### **1.13 Perte, dégradation et fragmentation de l'habitat**

Une menace importante pesant sur l'avenir des éléphants d'Asie est la perte, la dégradation et la fragmentation de leur habitat. Il s'agit des facteurs les plus importants contribuant aux CHE en Asie (Sukumar, 2006; Fernando & Pastorini, 2011; Ling *et al*, 2016). Les pressions exercées par une population humaine en expansion, la concurrence pour l'espace vital et les ressources naturelles ainsi que la croissance économique rapide de nombreux pays asiatiques vers la fin du 20<sup>e</sup> siècle ont entraîné une perte dramatique de couvert forestier et une réduction du nombre d'éléphants sauvages (Choudhury *et al*, 2008, Fernando & Pastorini, 2011 ; Pradhan *et al*, 2011 ; Koirala *et al*, 2016a ; Ling *et al*, 2016). Les éléphants d'Asie vivent dans des régions où la densité humaine est élevée et croît à un rythme rapide. La population indienne augmente d'environ 19 millions d'habitants par an. Il est prévu que l'Inde devienne le pays le plus peuplé du monde aux alentours de 2025 (Attané & Barbieri, 2009). Ainsi, à l'heure actuelle, pour chaque éléphant habitant le continent asiatique, il y aurait 70 000 êtres humains (Fernando & Pastorini, 2011). L'habitat naturel de l'éléphant d'Asie

occupait jadis une superficie de 9 millions de km<sup>2</sup>. Aujourd'hui, cette surface s'est rétrécie à environ 500 000 km<sup>2</sup>, soit un dix-huitième de l'aire de répartition initiale (Fernando & Pastorini, 2011). En Malaisie, la couverture forestière était de 90% au début des années 1990, mais elle est maintenant à 58% (Desai & Riddle, 2015). En Inde, dans les années 90s, près de 1800 km<sup>2</sup> de forêt ont été perdus dans le nord-est du pays (Sukumar *et al*, 1998). Au Sri Lanka, la couverture forestière est tombée de 44% en 1956 à 22% en 1988. Le Cambodge a connu un déclin rapide de sa couverture forestière allant de 73% en 1970 à 53% trente ans plus tard (Fernando & Pastorini, 2011).

La culture itinérante sur brûlis était pratiquée à petite échelle durant des siècles en Asie. Elle a probablement procuré des bénéfices aux éléphants en créant des mosaïques d'habitats plus favorables lorsque les paysans quittaient les lieux après quelques années d'exploitation. Les plantes pionnières colonisant les lieux sont favorisées par les éléphants, car ils sont facilement accessibles et nutritifs (Fernando *et al*, 2005 ; Fernando & Leimbruger, 2011). Désormais, cette pratique s'étend sur de plus grandes surfaces et ce depuis les années 90 (Fox *et al*, 2000). De 1987 à 1997, environ 17 300 km<sup>2</sup> de forêts dans le nord-est de l'Inde ont été exposés à l'agriculture itinérante sur brûlis, dont au moins 50% étaient des habitats d'éléphants (Sukumar *et al*, 1998). Les agriculteurs occupent ces endroits longtemps, réduisant alors le processus naturel de succession. En Asie, l'agriculture itinérante traditionnelle durable a également été remplacée en grande partie par l'agriculture industrielle, sans période de jachère, où l'usage de produits phytosanitaires et de fertilisants prend de l'ampleur (Kafle *et al*, 2015). Dans de nombreuses régions de l'Inde, l'expansion des plantations de thé et de café et des projets de développement (barrages, routes et opérations minières) a également entraîné la perte et la fragmentation de l'habitat de l'éléphant (Fernando & Pastorini, 2011 ; Pradhan *et al*, 2011 ; Koirala *et al*, 2016a ; Ling *et al*, 2016). Dans certains pays, comme la Malaisie et l'Indonésie, les plantations de palmier à huile, le caoutchouc et la canne à sucre, remplacent maintenant les forêts (Sukumar, 2006).

Les activités de subsistance provoquent la perte et la dégradation de l'habitat des éléphants (Sukumar, 2006). La coupe d'arbres pour le bois de chauffage, la création de pâturages pour le bétail ou la construction d'habitations entraînent des changements structurels dans les forêts, les rendant impropres aux éléphants (Jin *et al*, 2006 ; Sodhi *et al*, 2010). Ces changements structurels comprennent l'introduction de mauvaises herbes exotiques entravant la croissance et l'établissement de la végétation indigène ainsi que les feux de forêt répétés pouvant modifier la composition végétale (Jin *et al*, 2006 ; Sukumar, 2006). L'ouverture du couvert forestier facilite l'accès aux braconniers à ces écosystèmes autrefois fermés et sont davantage exposés à des maladies transmises par le bétail domestique (Ling *et al*, 2016), tel que la tuberculose (*Mycobacterium tuberculosis*) qui peut également être transmise par les êtres humains aux éléphants (Angkawanish *et al*, 2010).

Le développement anthropique peut également causer une fragmentation de l'habitat (Kumar *et al*, 2010 ; Haturusinge & Weerakoon, 2012). En Asie, peu de projets de constructions sont soumis à des processus guidant le développement tout en tenant compte l'intégrité des écosystèmes et les besoins fauniques. Pour sa part, la construction de barrages hydroélectriques a eu des effets variables sur les éléphants. Ces constructions perturbent les déplacements des éléphants, mais fournissent une source d'eau pérenne (Sukumar, 1989). Ces sources d'eau peuvent irriguer les terres cultivées à proximité, qui sont désormais facilement accessibles aux éléphants et offrent des aliments hautement nutritifs (Narayana, 2015).

Le développement des infrastructures linéaires tel que les autoroutes, les canaux de drainage, les chemins de fer et les pipelines entraînent une fragmentation de l'habitat et entravent à la libre circulation des éléphants. Certains caractères biophysiques, essentiels à la survie des éléphants, tels que l'eau, sont rendus inaccessibles par ces projets (Haturusinge & Weerakoon, 2012). De plus, les trains traversant les chemins de fer heurtent les éléphants (Badola, 1998 ; Joshi & Joshi, 2001 ; Singh *et al*, 2001). Depuis les 10 dernières années, 150 éléphants ont été tués par des trains en Inde seulement et, quoique ce nombre est petit comparé aux autres menaces pesant sur les éléphants, les autorités gouvernementales essaient néanmoins de trouver des solutions pour réduire ce danger (Miller *et al*, 2015 ; Times of India, 2016).

## CHAPITRE 2

### Le conflit éléphant-humain

Selon le Groupe de spécialistes de l'éléphant d'Afrique de l'UICN, les conflits éléphants humains (CHE) se définissent comme «*toute interaction homme-éléphant ayant des effets négatifs sur la vie humaine, sociale, économique ou culturelle, sur la conservation des éléphants ou sur l'environnement*» (Hoare, 2001). En Asie, l'agriculture est pratiquée depuis des milliers d'années dans les régions où l'être humain partage le territoire avec les éléphants sauvages (Sukumar, 1989; Wisumperuma, 2004) et le pillage des cultures par les éléphants existe depuis presque aussi longtemps (Sukumar, 1989). Ces raids ont été mentionnés dans de nombreux textes anciens en Asie. Par exemple, un auteur indien du 6<sup>e</sup> siècle av. J.-C., nommé Palakapya, a décrit les ravages des cultures par les éléphants dans l'ancien royaume d'Anga, en Inde (Sukumar, 2003; Wakankar & Mhaikar, 2006). Ces attaques se déroulaient sur une petite échelle et étaient tolérées par les agriculteurs (Watve *et al*, 2016). Au cours des dernières décennies, les ravages aux cultures par les éléphants ont reçu une attention considérable de la part des chercheurs et des écologistes (Treves & Naughton-Treves, 2005; Mohanty, 2003; Watve *et al*, 2016). Le conflit homme-éléphant est reconnu comme l'une des principales menaces pour la survie des éléphants d'Asie et représente un défi urgent pour les gouvernements et les décideurs (AsERSM, 2006). Chaque année, les ravages des cultures par les éléphants coûtent des millions de dollars aux gouvernements et aux individus (Fernando & Pastorini, 2011). Des centaines de personnes et d'éléphants sont tués à la suite de ce conflit (Sukumar, 1989; Hedges, 2006; Goswami *et al*, 2014a). La croissance démographique et la conversion massive des habitats naturels des éléphants en terres agricoles causent la disparition et la fragmentation de l'habitat et finissent par concentrer les éléphants dans des aires protégées de plus en plus restreintes (Alfred *et al*, 2012). Dans la plupart des cas, ces zones sont entourées de cultures que serviront alors de nourriture pour les éléphants (Chatterjee, 2016). En conséquence, les champs agricoles sont souvent détruits par les éléphants. Ils vont même parfois s'introduire dans les maisons pour accéder aux denrées entreposées, telles que le maïs ou le riz (Desai & Riddle, 2015).

Les rencontres fortuites entre les humains et les éléphants, ainsi que les efforts déployés par les cultivateurs pour défendre leurs terres, peuvent causer des blessures ou la mort des éléphants et des humains (Gubbi *et al*, 2014). Les incidents conflictuels entre l'humain et l'éléphant se produisent principalement en bordure des aires protégées où il y a peu d'écart entre les champs agricoles et l'habitat naturel des éléphants et se raréfient plus on s'en éloigne (Sitompul *et al*, 2011; Desai & Riddle, 2015). Par contre, les CHE peuvent également avoir lieu à l'extérieur des aires protégées. Au Sri Lanka, 70% de l'aire de distribution des éléphants sauvages n'est pas protégée (Fernando *et al*, 2012). En Indonésie, sur Sumatra, 85% des éléphants sauvages vivent à l'extérieur des aires protégées (Soehartono *et al*, 2007; Sitompul *et al*, 2010).

Les plantes cultivées par les humains sont composées d'une variété de végétaux sélectionnée et élevées artificiellement pour augmenter leur valeur nutritive, leur goût et leur productivité (Rode *et al*, 2006; Fernando *et al*, 2008a; Koirala *et al*, 2016b). Contrairement aux plantes sauvages, les plantes cultivées sont généralement dépourvues de composés toxiques secondaires les rendant plus appétissantes pour les herbivores sauvages comme l'éléphant (Leimbruger *et al*, 2003). Les dommages aux cultures pouvant être considérables, les agriculteurs ont élaboré de nombreuses méthodes pour protéger leurs champs des éléphants (Fernando *et al*, 2008b). Certaines sont traditionnelles et faciles d'usage et d'autres sont plus sophistiquées (Fernando *et al*, 2008b; Perera, 2009; Hoare, 2012).

Quoique l'atténuation des conflits éléphants-humains ait été un élément majeur de la gestion et la conservation des éléphants en Asie depuis plusieurs décennies, le problème n'a pas été résolu. Au contraire, non seulement le problème persiste, mais il prend de plus en plus d'ampleur avec le temps (Leimbrugher *et al*, 2003; ASERM, 2006; Thupil & Cross, 2015; Fernando *et al*, 2016). Par exemple, au Sri Lanka, depuis les années 50s, 70 humains et 200 éléphants sont tués en moyenne sur une base annuelle à cause de ce conflit et cette tendance se maintient à ce jour (Fernando *et al*, 2012). En Inde, *Project Elephant*, un projet consacré à la conservation des éléphants dans ce pays, dédie près de 60 à 70% de son budget sur l'atténuation du CHE. Malgré cela, le CHE s'est intensifié au pays, le nombre de personnes tuées par les éléphants est plus de 400 par an. Durant les années 1980, le chiffre était de 200 personnes par année (Rangarajan *et al*, 2010). Dans ce même pays, environ 0,8 à 1 million d'hectares de terres agricoles sont affectés par les ravages d'éléphants. Ces ravages par la suite toucheraient entre 500 000 à 1 million de personnes (Baskaran *et al*, 2011).

## **2.1 Les facteurs pouvant influencer les ravages des cultures**

Plusieurs facteurs peuvent influencer les ravages des cultures par les éléphants, notamment la densité des éléphants dans un secteur donné, le sexe des éléphants, leurs déplacements le long des corridors de migration ainsi que la disponibilité des cultures et leur phénophase, (Daniel, 1995 ; Santipillai *et al*, 2010, Kumar *et al*, 2010 ; Desai & Riddle, 2015).

### **2.1.1 La densité des éléphants**

Dans une réserve dans le sud de l'Inde, où les éléphants sont surabondants, la densité d'arbres a rapidement décliné en raison du broutage intensif (Sivaganesan & Sathyanarayana, 1995). La perte ou la fragmentation de l'habitat peut provoquer une surabondance locale, car les éléphants se retrouvent comprimés dans les aires protégées ou les parcelles de forêts fragmentées (Desai, 1991; Kumar *et al*, 2010). Cette haute densité provoque, en conséquence, les conflits entre les éléphants et les humains (Estes *et al*, 2012 : Desai & Riddle, 2015). En effet, lorsque les éléphants se retrouvent en très haute densité dans des secteurs restreints, ils vont

tous s'attaquer aux cultures (Boominathan *et al*, 2008). Les dommages à la végétation varient selon la densité des éléphants (Pradhan *et al*, 2007). Une haute densité d'éléphants dans une zone restreinte peut modifier de façon marquée l'abondance et la composition des arbres, au point que certaines espèces risquent d'être menacées d'extirpation locale (Sukumar, 1989; Wiseman *et al*, 2004). Cela peut avoir un effet négatif sur l'habitat de l'éléphant et des autres espèces (Balasubramanian *et al*, 1995; Baskaran & Desai, 2000 ; van Harde & Jackson, 2007 ; Kumar *et al*, 2010).

Puisque leur diète végétale s'avère dégradée dans de telles situations, les éléphants ont tendance à ravager les cultures avoisinant leur habitat naturel (Manakadan *et al*, 2006). De plus, le rétrécissement de leur habitat accroît la probabilité de rencontres entre éléphants et humains (Hart & O'Connell, 1998; Ambu *et al*, 2012). La surabondance locale des éléphants en Asie est un phénomène réel, mais peu étudié (Kumar *et al*, 2010). En revanche, il a été amplement analysé dans le sud de l'Afrique (Penzhorn *et al*, 1974; Lombard *et al*, 2001; Whyte *et al*, 2001; Skarpe *et al*, 2004; Balfour *et al*, 2007; van Harde & Jackson, 2007; Gandiwa *et al*, 2011).

Dans certains cas, les CHE en Asie se produisent indépendamment des densités d'éléphants (Gubbi *et al*, 2014 ; Chenet *et al*, 2016). En Indonésie, dans la province du Lampung, la moitié des raids ont eu lieu dans des endroits où les densités d'éléphants étaient faibles. La dégradation rapide et sévère de l'habitat par l'empiètement agricole semblerait être le facteur influençant principalement ces attaques (Hedges *et al*, 2005).

### **2.1.2 L'influence du genre des éléphants**

Chez les éléphants, les ravages aux cultures sont majoritairement causés par les mâles, les femelles préférant se tenir à l'écart (Sukumar & Gadgil, 1988; Chiyo & Cochrane, 2005, Ekanayaka *et al*, 2011). Selon Sukumar (2003), les mâles adultes sont susceptibles de s'aventurer dans les zones cultivées six fois plus souvent que les troupes familiaux. Les éléphants mâles portant des colliers radio se trouvaient plus proches des habitations humaines que les femelles, suggérant que les mâles tolèrent mieux les perturbations. Des chercheurs estiment que les éléphants mâles sont plus prêts à prendre des risques que les femelles dans le but d'augmenter leurs apports nutritifs. Ainsi, leur chance de succès en reproduction serait élevée (Sukumar & Gadil 1988). Les femelles, au contraire, seraient moins tentées d'exposer leurs petits aux grands risques associés aux raids sur les cultures et de se retrouver à proximité des lieux habités (Sukumar & Gadil, 1988; Campos-Arceiz, 2009; Desai & Riddle, 2015). Cela ne veut pas dire que les femelles n'attaquent pas les cultures et que tous les mâles font des ravages (Sukumar, 1995; Williams *et al*, 2001 ; Chiyo *et al*, 2011). Au fait, lorsque les populations d'éléphants sont concentrées dans des petites parcelles d'habitats fragmentés, tous les éléphants s'attaquent aux cultures (Sukumar & Gadil, 1988; Boominanthan *et al*, 2008; Desai & Riddle, 2015).



Au Sri Lanka, 88% des conflits sont causés par les éléphants mâles (Ekanayaka *et al*, 2011). Aux parcs Kahale et Yala, par contre, les mâles et les femelles font des raids de façon égale (Fernando *et al*, 2005). Dans le parc d'Udawalawe, dans le sud du pays, ce ne sont que les mâles qui attaquent les cultures en bordure du parc. Ce phénomène s'explique par le fait que les troupes de femelles sont plus dominants que les mâles solitaires à cet endroit. Les femelles occuperaient alors le centre du parc, dans les forêts, où leur nourriture naturelle serait plus nutritive qu'en périphérie. Les mâles sont poussés en bordure du parc où les herbes seraient de moins bonne qualité. En conséquence, les cultures destinées à la consommation humaine sont une meilleure alternative à la nourriture naturelle (Wijayagunawardane *et al*, 2016).

Les éléphants mâles, généralement solitaires, peuvent s'associer avec d'autres mâles pour ravager les cultures (Balasubramanian *et al*, 1995). Lorsque les femelles entreprennent des raids, elles le font habituellement en groupes familiaux (Sukumar, 1989; Hoare, 1999; Graham *et al*, 2009a; Webber *et al*, 2011). L'endommagement dû à la consommation et le piétinement des cultures, soit des cultures de subsistance ou commerciales, est donc beaucoup plus important puisque les troupes familiaux sont généralement plus nombreux (Sitati & Walpole, 2006). Les cultivateurs peuvent subir d'imposantes pertes économiques en raison des raids par les groupes familiaux (Arceiz-Campos *et al*, 2009). Toutefois, puisque les éléphants mâles sont plus agressifs, les conséquences de leurs raids peuvent être plus graves, tel que les blessures ou la mort d'homme (Sukumar, 2003).

### **2.1.3. La temporalité des raids**

La majorité des raids sur les cultures par les éléphants ont lieu la nuit (Fernando *et al*, 2008b ; Desai & Riddle, 2015). Dans les forêts du Bengale, en Inde, 80% des attaques aux cultures avaient lieu la nuit, entre 19h et 0600 (Chatterjee, 2016). La nature nocturne des raids peut être expliquée dans un premier temps par le fait que les éléphants profitent de la noirceur pour augmenter leur chance de succès. Dans un deuxième temps, l'activité alimentaire de l'éléphant augmente naturellement entre l'après-midi et le soir, avec un pic autour de 21h00 (Daniel *et al*, 2008). En conséquence, la majorité des raids se fait au moment où les éléphants auront tendance à se nourrir naturellement (Fernando *et al*, 2008b ; Daniel *et al*, 2008).

### **2.1.4 Les déplacements des éléphants**

À travers l'aire de distribution de l'éléphant d'Asie, les incidents de conflits sont très élevés dans les corridors migratoires (Perera, 2009 ; Fernando & Pastorini, 2011 ; Sukumar, 2013). Les éléphants sont fidèles à leurs corridors migratoires et peuvent utiliser les mêmes pendant des années voire même des siècles (Joshi & Singh, 2007 ; Chatterjee, 2016). La plupart de ces corridors migratoires ont subi une déforestation majeure et les éléphants se retrouvent désormais dépourvus de couvert et de végétation naturelle pour se nourrir

(Sukumar, 2006). Le développement anthropique a aussi rétréci la largeur de ces corridors (Chatterjee, 2016). Ceci augmente la probabilité que les éléphants s'aventurent dans les champs (Shekar Solari & Kumar Mishra, 2001 ; Narayana, 2015 ; Chen *et al*, 2016). Les éléphants auront également accès à des habitations ou autres structures humaines où les grains tel que le riz sont entreposés (Treves *et al*, 2006 ; Corea *et al*, 2007).

#### **2.1.5. Les cultures visées par les éléphants**

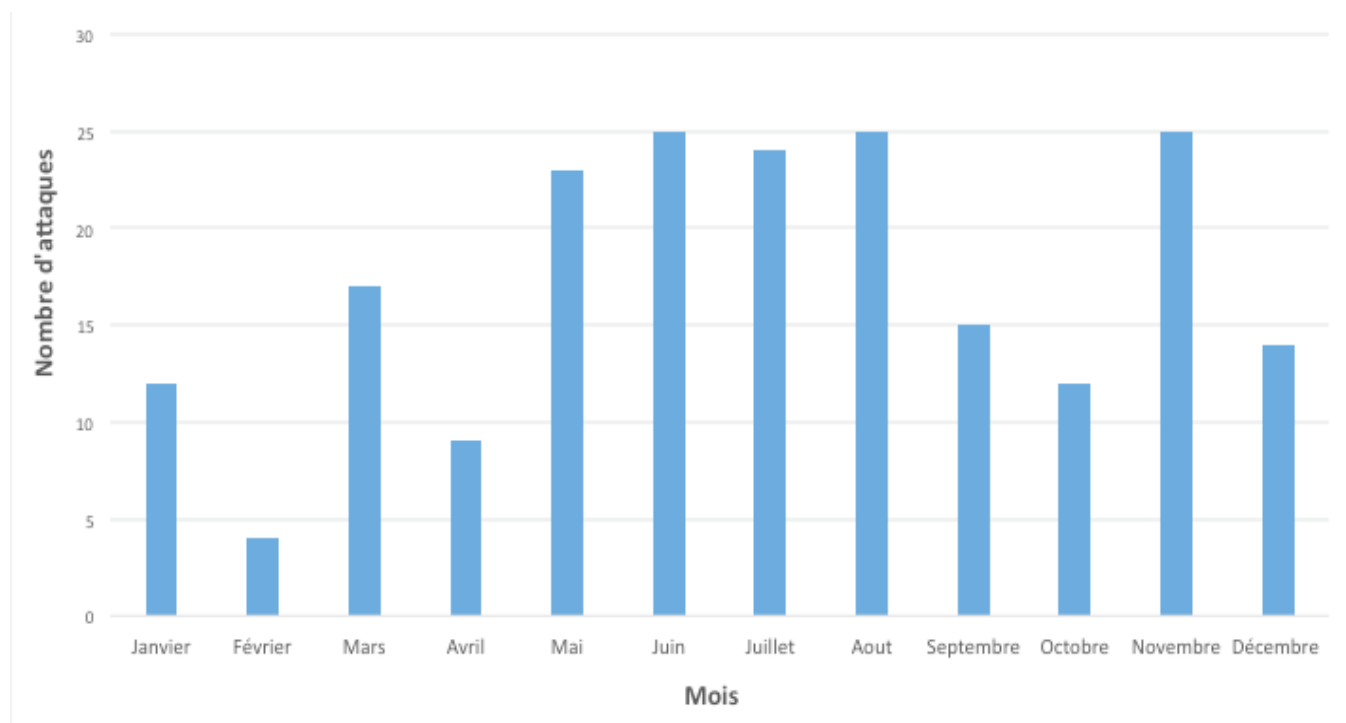
La fréquence des CHE augmente dans les zones où certaines plantes cultivées, telles que les graminées, sont privilégiées par ces animaux (Sukumar, 2003; Santipillai *et al*, 2010; Davies *et al*, 2011). Dans plusieurs régions tropicales asiatiques, le riz paddy, une graminée (*Oryza sativa*) semble être une cible préférée (Nyhus & Sumianto, 2000; Chen *et al*, 2016). Les éléphants trouvent le paddy particulièrement attrayant juste avant et pendant la récolte (Santipillai *et al*, 2010). Les préférences alimentaires des éléphants peuvent toutefois varier selon les régions (Sukumar, 2003). Les éléphants du parc national Nagarhole dans le sud de l'Inde démontrent une préférence marquée pour le mil et le maïs (Gubbi, 2012). De surcroît, les éléphants consommeront une variété de produits agricoles, principalement le sorgho, le blé, le mil de mouton et la canne à sucre (Gubbi, 2012). Au Sri Lanka, les éléphants peuvent aussi attaquer les plantations de thé (Fernando *et al*, 2005). Dans le sud de l'Inde, les éléphants dévastent les plantations de caféiers ou de cocotiers et de palmier en Indonésie (Narayana, 2015).

Les éléphants ravagent les légumes et les fruits habituellement cultivés dans les potagers comme, par exemple, des pommes de terre, des tomates, des cucurbitacées, du chou-fleur, des carottes, des épinards, des citrouilles et des mangues (Kulandeival, 2010; Chatterjee, 2016). Les bananiers sont également une culture privilégiée, et ce, à travers l'aire de distribution de l'éléphant d'Asie (Zhang & Wang, 2003; Ekanayaka *et al*, 2011). Cette plante, qui est facilement digestible et grandement nutritive, est mangée au complet par les éléphants. Un troupeau d'éléphants peut faire disparaître une plantation entière de bananiers en une nuit (Santipillai *et al*, 2010; Ekanayaka *et al*, 2011; Chatterjee, 2016).

Les éléphants tentent également de se nourrir de grains et de végétaux entreposés dans les fragiles demeures des paysans (Sukumar, 2003; Zhang, 2007; Santipillai *et al*, 2010). Bist (2006) estime qu'ils endommagent 10 000 à 15 000 maisons en Inde chaque année. Les éléphants aiment l'alcool (Morris *et al*, 2006) et dévalisent les distilleries domiciliaires où il est brassé et entreposé (Sukumar, 2003, Corea *et al*, 2007). Les rapports sur les éléphants qui ravagent les distilleries dans les villages sont très répandus (Barua, 2010).

Les attaques aux cultures par les éléphants sont plus nombreuses lors de la saison des pluies, probablement en raison de la maturation des cultures durant cette période (Joshi & Singh, 2008b) et de la réduction de l'abondance et de la qualité nutritive de leur nourriture naturelle (Chen *et al*, 2006; Santipillai *et al*, 2010;

Narayana, 2015; Chatterjee, 2016). À titre d'exemple, la figure 4 démontre ce phénomène dans la réserve forestière de Virajpet, dans le sud de l'Inde. C'est le café d'ombre qui est la culture principale dans cette zone et les éléphants se nourrissent principalement des baies des caféiers (Bal *et al*, 2011). Ces baies mûrissent entre juin et août, ce qui coïncide avec la mousson. En novembre, ce sont plutôt les rizières qui sont prêtes à la récolte (Narayana, 2015).



**Figure 2.1** Le nombre d'incidents de ravages par les éléphants sur une base mensuelle en 2011, dans la réserve forestière de Virajpet, en Inde. Les attaques aux cultures augmentent durant les moussons, de mai jusqu'en août et ensuite en novembre.

Adapté de : Narayana (2015).

## 2.2 L'ampleur des conflits éléphants-humains en Asie

Dans le contexte asiatique, peu de statistiques sont disponibles sur les conséquences des CHE sur les êtres humains et les éléphants (Doyle *et al*, 2010). Malgré leur incidence, les CHE ne sont généralement pas inventoriés à l'échelle nationale et internationale. Le peu de données qui existent est peu accessible et peut se contredire (Bist, 2002; Doyle *et al*, 2010). En Chine, entre 1991 et 2004, 132 personnes ont été victimes d'attaques par les éléphants dans le contexte des CHE, et parmi eux, 24 ont été tués (Luo, 2007). Au Népal, le nombre de mortalités attribué au CHE était de 66 humains et 18 éléphants entre 1984 et 2004 (Yadav, 2004). Au Sri Lanka, le *Department of Wildlife Conservation of Sri Lanka* (Santipillai *et al*, 2010) indique qu'en moyenne

chaque année 50-70 personnes sont tués alors que la mort de 150 éléphants sont attribués au CHE. Au Vietnam, 26 personnes ont été tués par les éléphants sur leurs terres, ce qui est percutant lorsqu'on considère la petite population d'éléphants dans ce pays (Hefferman, 2004). Environ 11 éléphants et 2 personnes ont été tués en Thaïlande entre 2009 et 2011 (Doyle *et al*, 2010). Au Bhoutan, les conflits-éléphants humains existent, mais leur intensité est faible puisque les densités sont faibles (Murdoch, 2008). Quoique la mortalité humaine due aux CHE soit importante, les serpents venimeux et les chiens enragés causent plus de mortalité en Asie que les éléphants (Santipillai *et al*, 2010). Tel est le cas au Sri Lanka, où 1500 personnes sont tuées par les serpents venimeux sur une base annuelle (Santipillai *et al*, 2010). Dans toute l'Asie, on estime qu'environ 31 000 personnes sont tuées annuellement par la rage transmise par les chiens (Gongal & Wright, 2011; Tenzin *et al*, 2011).

Une approche intéressante utilisée par Doyle *et al* (2010) était de rassembler et analyser les informations en provenance des médias sur les conflits-éléphants humains en Asie. Cette méthode serait déjà employée par l'organisation *Save the Elephant* au Kenya. Entre le 18 août 2003 et le 29 juillet 2009, ces chercheurs ont répertorié 206 incidents de CHE en sondant les journaux asiatiques. Selon les données obtenues, les CHE ont provoqué la mort de 226 personnes et 87 éléphants (Tableau 2). En synthétisant les données, ils ont pu obtenir des patrons sur le nombre d'incidents rapportés, s'il s'agissait de raids sur les récoltes ou sur les villages, le nombre de demeures détruites ainsi que les mortalités humaines et des éléphants. Quoique les données représentées dans les médias soient un sous-estimé des statistiques réelles, les patrons sont très similaires aux données scientifiques (Doyle *et al*, 2010).

**Tableau 2.2 : Incidents de conflits éléphants-humains en Asie tels que rapportés par les médias entre 2003 et 2009.** (Adapté de Doyle *et al*, 2010).

<b>Pays</b>	<b># incidents de CHE</b>	<b>Raids sur les récoltes</b>	<b>Raids sur les villages</b>	<b>Habitations détruites</b>	<b># mortalités humaines</b>	<b># mortalités éléphants</b>
<b>Bangladesh</b>	18	4	12	13	41	1
<b>Bhoutan</b>	1	1	0	0	0	0
<b>Birmanie</b>	1	0	0	1	1	0
<b>Cambodge</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Chine</b>	1	0	1	0	0	0
<b>Inde</b>	110	42	32	29	113	49
<b>Indonésie</b>	23	13	3	3	16	20
<b>Laos</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Malaisie</b>	4	3	0	1	0	1
<b>Népal</b>	22	3	7	5	45	4
<b>Sri Lanka</b>	16	4	1	1	8	11
<b>Thaïlande</b>	4	0	0	0	2	1
<b>Vietnam</b>	6	5	0	2	0	0
<b>Total</b>	<b>206</b>	<b>75</b>	<b>56</b>	<b>55</b>	<b>226</b>	<b>87</b>

### 2.2.1: Description des impacts écologiques et socioéconomiques des conflits éléphants-humains

La communauté scientifique et politique en Asie reconnaît que les CHE exercent un impact négatif considérable sur les humains et les éléphants. On constate des effets sur l'économie locale, la souveraineté alimentaire ainsi que la santé mentale et physique des êtres humains qui y sont confrontés (Perera, 2009; Santipillai *et al*, 2010; Chowdhury & Jadhav, 2012; Jadhav & Barhua, 2012; Griffin, 2015). En Asie, les communautés rurales pauvres et les sociétés traditionnelles font face aux risques les plus immédiats des CHE, puisqu'ils dépendent de leurs terres pour assurer leur subsistance. Ces mêmes communautés peuvent également être assujetties à d'autres pressions externes telles que des conflits armés, l'insécurité alimentaire, l'accaparement de leurs terres et d'autres injustices sociales amplifiant les effets négatifs des CHE sur leur bien-être (Barua *et al*, 2013). Pour les éléphants, les répulsifs utilisés par les humains, y compris le harcèlement, peuvent augmenter l'agressivité de

ces animaux (Desai & Riddle, 2015). Les CHE peuvent aussi réduire les populations d'éléphants, car les animaux causant les CHE sont souvent exterminés (Fernando *et al*, 2005).

### **2.2.2 Impacts sur le bien-être humain**

Chez l'humain, les effets les plus visibles et immédiats sont la perte des cultures et les dégâts matériels. Toutefois, les conséquences les plus graves des CHE sont les blessures et la mortalité (Fernando *et al*, 2008b, Perera, 2009; Santipillai *et al*, 2010; Chowdhury & Jadhav, 2012; Jadhav & Barhua, 2012; Ling *et al*, 2016). Ces problèmes sont plus fréquents lorsque les établissements humains sont situés en bordure des forêts ou des pacs (Sukumar, 1990 ; knight, 2000 ; Ogra & Bandola, 2008 ; Blackburn *et al*, 2016 ; Dutta *et al*, 2016).

En Inde, environ 500 000 familles ont été touchées par le CHE (Rangarajan *et al*, 2010) et 10 000 à 15 000 maisons sont endommagées chaque année par les éléphants (Bist, 2006). Ces familles dépendent principalement de l'agriculture de subsistance et vivent souvent sous le seuil de la pauvreté (Santipillai *et al*, 2010). Le CHE implique non seulement la perte de cultures, mais parfois aussi des réserves alimentaires entreposées dans les greniers et endommagés par les éléphants. La perte de nourriture ou de revenus est généralement suivie par une diminution de la santé, psychologique et physique. Les éléphants attaquent généralement la nuit, ce qui conduit les hommes qui ont passé la nuit à surveiller leurs champs à souffrir d'un manque important de sommeil. La fatigue qui en résulte se traduit souvent par une diminution de la productivité (Satipillai *et al*, 2010; Jadhav & Barua, 2012).

Selon l'étude de Jadhav & Barua (2010), les CHE peuvent amplifier des conditions préexistantes dans les communautés locales telles que la pauvreté et les problèmes de santé mentale. L'alcoolisme peut s'aggraver lorsqu'il y a plusieurs incidents de CHE, en particulier chez les hommes qui utilisent l'alcool pour atténuer leur stress. L'alcool, à son tour, peut avoir un effet désinhibiteur chez ces derniers et les exposer davantage aux éléphants augmentant ainsi les blessures graves et les décès (Sitati *et al*, 2003; Jadhav & Barua, 2010; Barua, 2014). Jadhav & Barua (2010) ont aussi signalé une augmentation du stress post-traumatique chez les victimes du CHE.

En Asie, ce sont les hommes qui sont le plus souvent victimes des CHE (Fernando *et al*, 2005; Santipillai *et al*, 2010; Gore & Khaler, 2012; Sarker *et al*, 2015). Au Sri Lanka, entre 1992 et 2001, un total de 536 personnes ont été victimes des CHE. De ces victimes, 75 % étaient des hommes, 13% des femmes et 12% des enfants (Bandara & Tisdell, 2003). Les hommes sont plus impliqués dans les activités forestières et agricoles que les femmes, y compris la surveillance des cultures (Aziz, 2002; Roskaft *et al*, 2014; Ekayanaka *et al*, 2011; Chatterjee, 2016). Puisque la surveillance par les hommes se fait la nuit, ils sont exposés à plusieurs maladies telles que le paludisme et les trypanosomiasés (Dhingra *et al*, 2010). Alors que les hommes sont confrontés aux éléphants

en forêt ou dans les champs cultivés, les femmes sont plutôt attaquées dans leurs résidences lorsque les éléphants s'attaquent à leurs garde-mangers la nuit (Ogra & Bandola; 2008; Sarker & Roskaft, 2010). Au Bangladesh, une grande proportion de décès reliés aux CHE était chez les personnes âgées. Quelques facteurs expliqueraient ce phénomène. Parmi eux, la force physique réduite en raison de l'âge ne permet pas, de façon générale, à ces individus de fuir des éléphants sauvages. De plus, la cueillette en forêt est surtout pratiquée par cette cohorte, donc le potentiel de rencontrer des éléphants est plus élevé (Sarker *et al*, 2015).

Lorsqu'une famille perd un des siens, en particulier le père, ils s'avèrent privés de leur pourvoyeur principal. Ainsi, le taux de pauvreté peut augmenter de façon vertigineuse pour cette même famille (Barua *et al*, 2013). Cette perte est encore plus grave lorsqu'aucun programme d'indemnisation par le gouvernement n'existe dans la région (Santipillai *et al*, 2010; Griffin, 2015) et que les familles doivent s'endetter pour subvenir à leurs besoins de base (Barua *et al*, 2013). Dans certaines régions, les veuves sont stigmatisées par leur communauté et montrent des taux élevés de dépression et d'idées suicidaires (Jadhav & Barua 2012; Munster, 2012; Mabeluanga *et al*, 2016). Les enfants peuvent également montrer des symptômes de stress post-traumatique et de dépression sévère lorsque leurs parents ont été tués par des éléphants (Jadhav & Barua, 2012; Santipillai *et al*, 2010; Barua *et al*, 2013; Jadhav & Barua, 2012). L'isolement social est aussi un facteur induit par les CHE. Les personnes ne peuvent pas sortir de leurs maisons et interagir avec leurs voisins ou visiter des membres de leur famille, même pour des courts moments, lorsqu'il y a une présence constante d'éléphants agressifs dans le voisinage (Jadhav & Barua, 2012). De plus, les enfants ne peuvent pas jouer dehors ou aller à l'école (Rohini *et al*, 2016).

### **2.2.3 Impacts économiques**

L'impact économique des CHE affecte les communautés rurales ainsi que les organismes gouvernementaux responsables de la gestion faunique et forestière. Cet impact comprend les coûts visibles dus aux dommages causés aux cultures et aux infrastructures, telles que les maisons ou les bâtiments de stockage, les clôtures et autres équipements. Les coûts peuvent également varier selon les types de cultures affectées (Narayana, 2015). Par exemple, la perte économique sera plus grande lorsque des arbres fruitiers sont détruits puisque la perte persistera jusqu'à ce que l'arbre soit remplacé (Sukumar, 1989).

Il y a aussi les coûts d'indemnisation, qui peuvent être payés non seulement pour les pertes de cultures, mais également aux familles ayant perdu un proche. L'Inde, par exemple, consacre entre 2,2 à 3,4 millions de dollars par an à l'indemnisation pour les CHE (Barua, 2014). Au Sri Lanka, Santipillai *et al*, (2010) ont calculé qu'un agriculteur moyen vivant dans les zones touchées par l'éléphant doit assumer des pertes de plus de 200 USD par an pour les dommages aux cultures. En Thaïlande, les coûts associés aux conflits correspondent à 25%

du revenu annuel d'un agriculteur (Jarungrattanapong & Sajjand, 2011). Dans certaines provinces Chinoises, les pertes associées aux CHE peuvent représenter entre 28% et 48% du revenu annuel d'une famille d'agriculteurs (Zhang & Wang, 2003). Ce montant peut continuer à augmenter au fur et à mesure que le développement et la prospérité détournent les gens de l'agriculture de subsistance vers l'agriculture commerciale où une plus grande valeur est attribuée aux pertes agricoles (Desai & Riddle, 2015; Nath *et al*, 2015). À Sabah, en Indonésie, environ 93% des cultures ravagées par les éléphants étaient des palmiers à huile (McMorrow & Talip, 2001; Lee, 2002; Estes *et al*, 2012). Le gouvernement de la Malaisie estime que les attaques aux cultures par les éléphants auraient causé des dommages d'environ 5 millions USD, entre 2005 et 2010 (Zafir & Magitan, 2016).

Les coûts cachés ou invisibles des CHE ne sont souvent pas pris en considération lorsque leurs impacts sur le bien-être humain sont mesurés (Desai & Riddle, 2015). Par exemple, les facteurs de stress quotidiens en raison d'une crainte constante de conflit avec les éléphants peuvent conduire à une productivité diminuée et à des problèmes de santé (Hoare 2001; Barua, 2014). De plus, les coûts reliés à l'achat de matériel pour la protection des cultures réduisent davantage les ressources qui auraient pu être autrement allouées aux dépenses quotidiennes ou pour améliorer la qualité de vie des agriculteurs. Les conséquences de ces pertes ne sont généralement pas comptabilisées lorsque les coûts économiques de la protection des cultures sont estimés (Barua *et al*, 2013).

#### **2.2.4 Impacts sur la perception des gens vis-à-vis les éléphants**

En Asie, les éléphants sont révéérés depuis très longtemps et la tolérance à l'égard des animaux est un des principes fondamentaux du bouddhisme et de l'hindouisme (Sukumar, 2003; Fernando *et al*, 2005; Hart, 2005). En Chine, l'éléphant est symbole de bonne fortune (Wu *et al*, 2001, Yang *et al*, 2004) et est l'animal national de la Thaïlande (Miller, 2015). Les populations urbaines asiatiques sont actuellement favorables à la protection des éléphants et la conservation de la nature en général (Tisdell & Xiang, 1998; Bandara & Tinsdell, 2003; Nyhus *et al*, 2000; Santipillai *et al*, 2010; Munster, 2016). En revanche, la révérence et la tolérance envers les éléphants s'érodent de plus en plus chez les agriculteurs à cause des CHE (Fernando, 2001; Bandara & Tisdell, 2003; Fernando *et al*, 2005; Perera, 2009; Ahlering *et al*, 2011; Senthilkumar *et al*, 2016). Plusieurs facteurs socioéconomiques peuvent influencer la perception des agriculteurs face aux conflits humains-faune, comme par exemple, la disponibilité des terres arables et des programmes d'indemnisation (Lee & Priston, 2005).

Sur ce continent, une variété d'animaux peut attaquer les cultures. En effet, les rongeurs, les singes, les sangliers, les insectes et les oiseaux sont responsables d'une plus grande proportion de pertes aux cultures que les éléphants (Gureja *et al*, 2002; Hoare, 2012; Desai & Riddle, 2015). Néanmoins, les gens perçoivent la



problématique des CHE comme étant plus graves pour maintes raisons : les éléphants sont plus visibles et sont capables de détruire de larges parcelles de cultures en quelques heures. Ils peuvent également blesser ou tuer des gens et les efforts pour gérer les CHE sont plus onéreux et compliqués que pour les pestes de plus petite taille (Hoare, 2012; Senthikulmar *et al*, 2016). Les éléphants peuvent aussi être une préoccupation à long terme puisqu'un seul mâle peut être un problème local récurrent pendant 40 ans (Hoare, 2012). Finalement, les agriculteurs asiatiques considèrent les éléphants comme étant la propriété du gouvernement puisqu'ils sont protégés par des lois et les agences gouvernementales sont responsables de leur gestion. Ils dépendent donc du gouvernement pour aborder et corriger la problématique du CHE de façon durable dans leurs communautés alors que les ressources à ce niveau ne sont pas toujours disponibles (Perera, 2009, Hoare, 2012; Desai & Riddle, 2015).

### 2.2.5 Conséquences sur les éléphants

Les pertes que subissent les agriculteurs les conduisent souvent à prendre des mesures de rétorsion, telles que l'empoisonnement et l'électrocution des éléphants (Gujera *et al*, 2002; Zimmerman *et al*, 2011; Palei *et al*, 2013). En effet, le nombre d'éléphants tués par les humains a augmenté depuis les dernières années en Asie (Figure 2.2.5) (Fernando *et al*, 2006; Chatterjee, 2016).

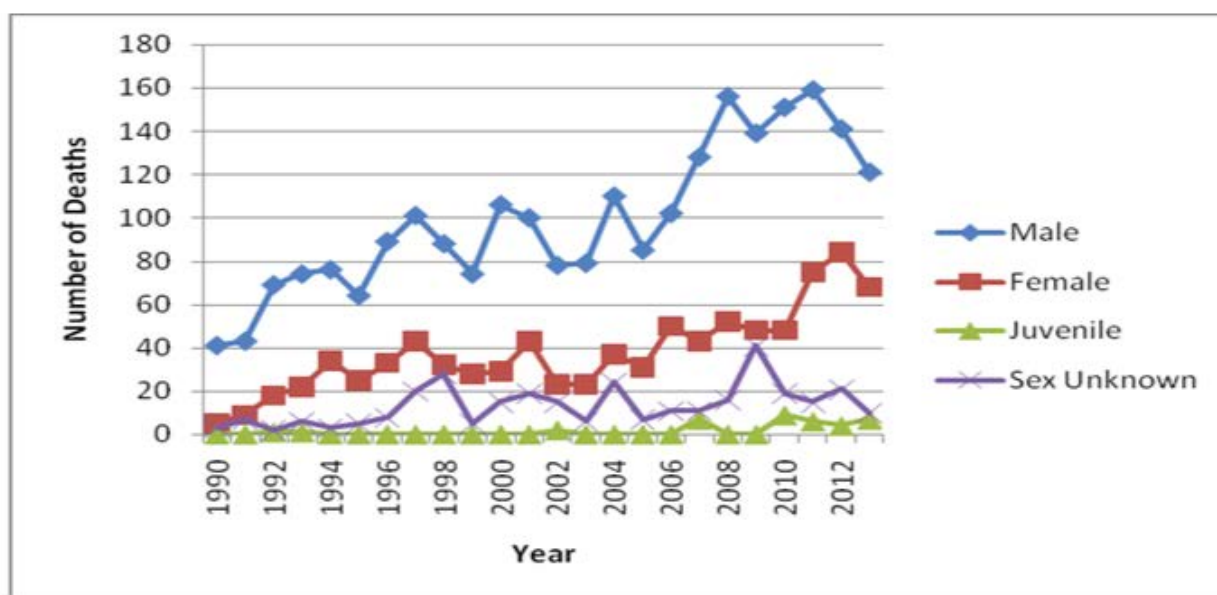


Figure 2.2.5 : Augmentation du nombre d'éléphants éliminés par les humains au Sri Lanka à cause du CHE, entre 1990 et 2013. Cette tendance existe dans la plupart des pays de l'aire de distribution de l'éléphant d'Asie.

Source : Sooriyabandara (2014).

Des éléphants jugés “problématiques” par les autorités de gestion de la faune seront souvent éliminés en utilisant des armes à feu (Fernando *et al*, 2008b). Des fermiers ne recevant pas d’aide du gouvernement, soit parce que celle-ci n’existe pas ou parce que le gouvernement n’a pas les ressources pour agir rapidement, peuvent employer d’autres moyens pour tuer les éléphants tels que l’empoisonnement et les explosifs (Santipilai *et al*, 2010).

Le comportement des éléphants peut aussi être influencé par le harcèlement qu’ils subissent de la part des humains tentant de protéger leurs cultures (Desai & Riddle, 2015). Ces actions stressent les éléphants qui peuvent devenir agressifs et sont portés à attaquer les humains sans provocation évidente (Fernando, 2015). Souvent rapporté dans les médias comme étant une vengeance, ces éléphants tentent plutôt d’éliminer ce qu’ils perçoivent être un danger à leur survie (Desai & Riddle, 2015). Alors que les éléphants de façon générale peuvent démontrer une variété de tempéraments, dans des lieux où ils sont libres de toute persécution, ils sont plus calmes et dociles (Lenin & Sukumar, 2011).

### **2.3 Les mesures utilisées pour mitiger les conflits éléphants-humains**

Les méthodes de protection des cultures ont un but commun : repousser les éléphants en dehors des zones cultivées et ainsi réduire les dommages occasionnés par ces animaux (Fernando *et al*, 2008b). Plusieurs méthodes traditionnelles ont été développées par les communautés rurales côtoyant les éléphants depuis des siècles, telles que la surveillance des cultures (Fernando *et al*, 2008b; Perera, 2009). Elles sont utilisées lorsque les conflits sont à petite échelle, comme lorsqu’ils sont localisés sur quelques hectares (Desai & Riddle, 2015). Les outils utilisés par les agriculteurs pour effrayer les éléphants sont élaborés à partir de matériaux largement disponibles dans les régions rurales, sont peu coûteux et faciles d’entretien (Fernando *et al*, 2008b; Aziz *et al*, 2016). Lorsque les CHE sont à plus grande échelle, par exemple, dans le cas de plantations de cultures de rente, ce sont habituellement les gouvernements locaux ou les entreprises privées qui sont chargés de les gérer (Santra *et al*, 2008; Desai & Riddle, 2015). Les méthodes utilisées sont alors plus complexes et ont un degré de technicité plus élevé que les méthodes traditionnelles (Fernando *et al*, 2008b). Des méthodes innovatrices sont également mises à l’essai dans certains pays asiatiques, certaines ayant plus de succès que d’autres (Desai & Riddle, 2015).

De façon générale, des stratégies existent pour améliorer la tolérance des humains envers la faune jugée problématique, par contre, peu d’études n’ont été répertoriées relatifs à l’amélioration de la tolérance envers les éléphants d’Asie (Desai & Riddle, 2015). En conséquence, l’éducation environnementale ne sera pas abordée dans cet essai.

Ce qui suit alors est une synthèse des méthodes techniques actuellement utilisés pour protéger les cultures des éléphants d'Asie, ainsi que les programmes d'indemnisation. Leurs avantages et leurs désavantages sont également mis en lumière.

### **2.3.1 La surveillance des cultures**

Les agriculteurs qui surveillent leurs champs activement ont une meilleure chance de diminuer les impacts des attaques d'éléphants sur leurs cultures (Fernando *et al*, 2008b; Fernando, 2010). Ils peuvent protéger les champs individuellement, mais cette stratégie est encore plus efficace lorsque les fermiers travaillent collectivement (Chatterjee, 2016). Dans plusieurs régions de l'Asie, ils construisent des huttes dans les arbres offrant un avantage à partir duquel ils peuvent observer leurs champs le jour ou la nuit. Ces structures élevées offrent aussi un niveau de sécurité (Santipillai *et al*, 2010). Les agriculteurs effraient les éléphants en utilisant les craquements de fouets, les tambours, la musique à volume élevée, les hurlements et les pétards et peuvent jeter des pierres, des bâtons de feu et autres objets. Ils peuvent également porter des torches ou allumer des feux en bordure des champs pour effrayer les éléphants (Desai & Riddle, 2015). La simple présence d'individus dans ces huttes peut parfois décourager les éléphants, minimisant ainsi les efforts de surveillance et les dégâts aux cultures. Un aspect positif est que cette méthode cause peu de dommages physiques aux éléphants (Fernando *et al*, 2008b; Chatterjee, 2016; Pant *et al*, 2016). La surveillance des champs donne un sens de contrôle et d'autonomie aux agriculteurs et augmente leur tolérance envers les éléphants, en particulier lorsque ces opérations de surveillance sont efficaces (Allendorf *et al*, 2012)

Néanmoins, la surveillance active des cultures représente certains inconvénients. Puisque les méthodes utilisées sont considérées inoffensives, les éléphants deviennent habitués et reprennent leurs raids (Davies *et al*, 2011; Fernando, 2015). De plus, les éléphants peuvent devenir agressifs à cause du harcèlement, exacerbant alors les CHE. L'animosité envers les éléphants augmente dans ces circonstances et les fermiers envisageront alors l'utilisation des moyens létaux (Fernando *et al*, 2008b).

### **2.3.2 Les systèmes d'alarme**

De façon générale, les systèmes d'alarme sont des appareils acoustiques installés à la périphérie des champs (Sugumar & Jayaparvathy, 2013; Allendorf *et al*, 2012). Différents matériaux recyclés, tel que des boîtes de conserve vides, des cloches pour vaches ou des bouteilles, sont attachées le long d'un système de fil qui est déclenché par un éléphant ou autre animal (Fernando *et al*, 2008b). Leur rôle principal est d'avertir l'agriculteur de la présence d'éléphants, mais ces systèmes agissent également comme répulsifs (Osborn & Parker, 2002). Des systèmes de sirènes existent aussi dans certaines régions indiennes et sri lankaises. Ces systèmes sont efficaces, mais dépendent d'une source d'électricité et sont donc inutiles dans les régions mal

desservies par les services publics (Fernando *et al*, 2008b; Vigneshwar & Maheswari, 2016). Des panneaux solaires photovoltaïques peuvent approvisionner les systèmes d'alarme dans ces circonstances, mais ils sont chers et difficiles à se procurer. De plus, ces systèmes sont difficiles d'entretien et sont susceptibles au vol. Les éléphants peuvent aussi s'accoutumer au bruit produit par ces systèmes, peu importe leur degré de technicité, et continuer leurs raids (Fernando *et al*, 2008b).

Les systèmes d'alarme offrent cependant une certaine sécurité aux agriculteurs puisqu'ils savent d'avance que les éléphants s'approchent de leurs champs. Il est épuisant de surveiller les champs de façon constante et les fermiers peuvent dormir, réduisant leur stress psychologique et physique (Fernando *et al*, 2008b).

### **2.3.3 Les barrières physiques**

Les barrières physiques ont été créées pour empêcher les éléphants d'entrer dans les champs, mais également pour restreindre les éléphants dans une zone donnée, telle qu'une aire protégée (Fernando *et al*, 2008b). En Afrique, des parcs nationaux sont entourés de kilomètres de clôtures à l'épreuve des éléphants et autres animaux (Lombard *et al*, 2001; Kioko *et al*, 2008; Hayward *et al*, 2009; Ferguson & Hanks, 2012). Elles sont construites à l'aide de poteau de bois ou d'acier enfoncés dans le sol. Des câbles de gros calibre sont ensuite tendus entre les poteaux offrant une barrière solide contre les éléphants (Løvschal *et al*, 2017). En Asie, les clôtures anti-éléphants sont rarement utilisées puisque le coût des matériaux est hors de la portée des fermiers et des gouvernements locaux. Lorsqu'elles sont utilisées, elles sont étalées sur de plus petites superficies, c'est-à-dire quelques mètres ou kilomètres (Fernando *et al*, 2008a). Les clôtures traditionnellement employées en Asie pour délimiter les champs sont habituellement faites de bois ou de ciment avec des câbles de fil malléable. Elles ont peu d'effet sur les éléphants qui les repoussent sans effort (Davies *et al*, 2011).

En Inde, des tranchées sont déjà été creusées le long de certaines aires protégées ou autour de points d'eau (Sukumar, 2003; Fernando *et al*, 2008b, Perera, 2009). Puisque les éléphants ne peuvent pas sauter, les tranchées doivent être assez larges pour qu'ils ne puissent pas les enjamber et assez étroites pour qu'ils ne puissent pas s'y introduire (Fernando *et al*, 2008b). Des chercheurs ont déterminé que ce moyen de mitigation était inefficace pour plusieurs raisons (A Rocha India, 2006; Jayant *et al*, 2007; Avinash *et al*, 2015). Le principal inconvénient est qu'elles requièrent un investissement de travail manuel ou bien des équipements mécaniques onéreux pour les creuser et les maintenir en bon état. La majorité des tranchées subissent également de l'érosion en raison des fortes pluies saisonnières (Jayant *et al*, 2007) et ne peuvent être réalisées dans des terrains marécageux (Thuppil & Cross, 2015). De plus, les éléphants ont tendance à les remplir dans le but de les traverser et les humains peuvent utiliser les tranchées en guise de dépotoir. Des éléphanteaux peuvent aussi tomber dans les tranchées et y rester pris ou se noyer si elles sont remplies d'eau (Fernando *et al*, 2008b).

Les tranchées, quand utilisées de concert avec une clôture électrique, peuvent cependant s'avérer efficaces, surtout lorsque les deux sont bien entretenues et régulièrement patrouillées (Jayant *et al*, 2007; Ling *et al*, 2016). Des essais en Inde sur des tranchées peu profondes et recouvertes de feuilles ont obtenus des résultats positifs. Lorsqu'un éléphant pose les pieds sur les feuilles, il sent le sol se dérober et recule, car il a peur de tomber dans un fossé. Cette méthode requiert un grand investissement en personnel, car la couverture de feuilles doit être maintenue. Si l'éléphant découvre cette supercherie, la méthode deviendra inutile (Choudhury, 2004).

Pour leur part, les clôtures électriques sont utilisées par les compagnies privées ou les gouvernements pour détourner les éléphants des aires spécifiques, telles que les champs cultivés (Graham *et al*, 2009b; Perera, 2009). En Indonésie, les clôtures électriques sont utilisées pour protéger les immenses plantations de palmiers à huile (Chong & Norwana, 2005; Asimopoulos, 2016). Elles ont également été utilisées au Sri Lanka et en Inde pour protéger les champs des cultures de rente ou pour clôturer entièrement des aires protégées (Nath & Sukumar, 1998; Jayant *et al*, 2007). Si les clôtures électriques sont installées au bon endroit et entretenues régulièrement, elles s'avèrent un des moyens les plus efficaces pour empêcher les CHE (Graham *et al*, 2009b; Fernando, 2015; Allendorf *et al*, 2012; Ponnusamy *et al*, 2016). Ces clôtures ne blessent pas les éléphants, mais donnent une décharge électrique puissante et désagréable au contact. Cette décharge est vraisemblablement différente de toute irritation que ces animaux rencontreraient naturellement et ils ont alors tendance à s'en méfier et à ne pas s'adapter facilement (Gunaratne & Premaratne, 2006).

Certains éléphants finissent par s'accoutumer à une exposition prolongée et trouvent les points faibles des clôtures (Perera, 2009). Ils peuvent pousser les poteaux avec leurs pieds pour les défaire (Ranjeewa *et al*, 2015). Les mâles peuvent aussi utiliser leurs défenses, qui ne conduisent pas l'électricité, pour briser les clôtures (Desai & Riddle, 2015). Il y a des éléphants qui tolèrent bien les décharges électriques et qui n'hésiteront pas à détruire les clôtures à un point faible donné. Une fois qu'un éléphant apprend à briser une clôture électrique, la clôture devient inutile. Donc, il est important qu'elles soient régulièrement maintenues pour assurer leur bon fonctionnement en tout temps (Fernando *et al*, 2008b). Dans les régions subissant de fortes pluies, il est difficile de maintenir et de réparer les clôtures électriques (Parker *et al*, 2007). Une autre limitation des clôtures est qu'elles sont généralement chères à construire et exigent beaucoup de travail et un grand niveau de maintenance (Desai & Riddle, 2015; Fernando *et al*, 2008b). Les matériaux sont souvent très recherchés, tels que les panneaux solaires, les batteries et les fils et donc risquent d'être volés. Par contre, plusieurs agences internationales telles que la FAO, financent l'achat, l'installation et la maintenance des clôtures électriques. Cet aspect, en plus de leur efficacité à protéger les cultures, font des clôtures électriques une solution très intéressante (Fernando *et al*, 2008b; Cox, 2012; Ponnusamy *et al*, 2016). L'efficacité des

clôtures électriques est accrue lorsque les lieux protégés par celles-ci sont également surveillés par des patrouilles. Ces patrouilles peuvent être à pied ou mobiles. Elles peuvent aussi être à dos d'éléphants captifs qu'on appelle aussi des "kounkies." (Fernando *et al*, 2008b, Munster, 2016). Pour ces derniers, les éléphants et leurs cornaques doivent être très bien formés et expérimentés sinon leur présence peut faire paniquer les éléphants sauvages qui pourront se disperser et écraser les cultures qu'on tente de protéger (Davies *et al*, 2011).

Des barrières dites naturelles sont aussi utilisées, mais sont peu efficaces contre les éléphants. Les agaves, les acacias, les cactus et les bougainvilliers sont communément choisis pour créer ces barrières (Perera, 2009). Les études disponibles suggèrent que les plantes épineuses poussent trop lentement et de manière inégale pour former des barrières cohésives (Davies *et al*, 2011). Les épines ne suffisent pas non plus à dissuader les éléphants puisque leur peau est suffisamment épaisse. D'ailleurs, certaines plantes, tel l'*Acacia eburneum*, sont mangées par ces animaux, en dépit de leur épines pouvant atteindre jusqu'à 9 cm. Un éléphant pourrait alors pratiquer une ouverture dans la barrière naturelle tout simplement en la mangeant (Fernando *et al*, 2008b).

Des clôtures sur lesquelles on suspend des ruches d'abeilles ont récemment été mises à l'essai en Afrique (King *et al*, 2011). Les éléphants d'Afrique ont peur des abeilles africaines (*Apis mellifera*) qui sont plus agressives que leurs congénères européennes (Vollrath & Douglas Hamilton, 2002; King *et al*, 2007, King *et al* 2010). En Afrique, cette méthode novatrice a démontré un certain succès à repousser les éléphants tout en permettant un revenu aux fermiers qui vendent le miel produit par ces ruches (King *et al*, 2011, Ngama *et al*, 2016; King *et al*, 2017). En Asie, par contre, cette méthode n'est pas efficace puisque les abeilles sont relativement dociles comparés aux abeilles africaines et elles ne dissuadent pas les éléphants (Fernando, 2015).

#### **2.3.4 Les cultures insipides et les zones tampon**

Les éléphants consomment la plupart des cultures dans les champs avoisinant leur habitat naturel. Certaines exceptions comprennent le tabac, le sésame, les piments forts et les agrumes. Toutefois, les éléphants peuvent développer un goût pour certaines cultures surtout lorsqu'elles deviennent plus abondantes (Fernando *et al*, 2008b, Varma *et al*, 2008; Santipillai *et al*, 2011). On pense notamment au thé et aux baies de café qui figurent maintenant au menu des éléphants dans certaines régions indiennes (Bal *et al*, 2011; Narayana, 2015). L'écorce de teck (*Tectona grandis*), un arbre exotique introduit au Sri Lanka pour son potentiel en tant que bois d'œuvre, est maintenant consommée par les éléphants (Fernando *et al*, 2008b). En Inde, des cultures peu attrayantes comme le chili sont parfois plantés pour agir comme zone tampon autour des cultures principales pour les protéger des éléphants en quête de nourriture (Hedges & Gunaryadi, 2010). Au Cambodge, le chili et

l'ail sont plantés pour former des zones tampons entre les cultures de riz et les habitats d'éléphants dans la province du Mondulkiri, avec plus ou moins de succès (Webber *et al*, 2011).

En théorie, les cultures insipides peuvent procurer aux fermiers un certain revenu d'appoint, réduisant alors l'impact des raids sur leurs cultures principales (Allendorf *et al*, 2012). Les cultures doivent être productives et économiquement rentables (Parker & Osborn, 2006; Hedges & Gunaryadi, 2010). L'homogénéité des cultures et l'échelle sont les deux facteurs critiques pour que ce moyen de mitigation soit efficace. Si plusieurs centaines de km sont complètement vouées à la culture des plantes insipides, les conflits sont susceptibles de diminuer en raison du manque de nourriture et ainsi, d'éléphants. Cependant, ceci est peu réalisable dans le contexte asiatique compte tenu des coûts associés à l'uniformisation des cultures sur de si grandes superficies. De plus, les éléphants peuvent traverser les zones tampons pour atteindre les cultures plus intéressantes, écrasant les plantes insipides sur leur chemin (Fernando *et al*, 2008b; Desai & Riddle, 2015; Chatterjee, 2016).

### **2.3.5 Les répulsifs**

Les répulsifs sont utilisés pour repousser les éléphants, soit en produisant des bruits (répulsifs acoustiques) ou des odeurs désagréables (répulsifs olfactifs) (Zimmerman *et al*, 2009; Davies *et al*, 2011) ou encore des odeurs qui serviraient à masquer l'odeur des cultures (Santipillai & Read, 2010). Selon les études disponibles, la plupart des répulsifs ne sont pas efficaces à eux seuls et doivent être jumelés à une ou plusieurs autres méthodes. En conséquence, il est difficile de déterminer dans de telles circonstances quelle est la méthode qui fonctionne précisément. Plusieurs chercheurs omettent de comparer leurs méthodes à des champs témoins, souvent parce qu'ils ne sont pas disponibles, car peu de fermiers désirent "sacrifier" leur champ pour la science. De plus, peu d'études prennent en compte les variations dans les saisons et l'organisation spatiale d'une région donnée (Davies *et al*, 2011).

Les répulsifs acoustiques émettent une variété de bruits pour influencer le comportement des éléphants (Thuppil & Cross, 2015). Habituellement, ces bruits sont associés à la présence d'humains, comme, par exemple les cris de bovins (Davies *et al*, 2011). Donc, ce ne sont pas nécessairement les beuglements de vaches qui effraient les éléphants autant que le danger que représentent les gardiens des troupeaux (Kangwana, 1995). Le repassage d'enregistrements de bruits d'éléphants est également utilisé comme des grondements post-copulatoires ou des appels de détresse de basse fréquence. Ces enregistrements ont réussi à repousser les éléphants dans quelques régions de l'Afrique, mais seulement à court terme (Hoare, 2012). Des repasses de vocalisations de matriarches ont été utilisées dans le parc de l'Udawalawe au Sri Lanka. Ces bruits ont réussi à repousser 65% des mâles causant des CHE en bordure du parc (Wijayagunawardane *et al*, 2016).

Dans le sud de l'Inde, Thuppil & Cross (2015) ont fait l'essai de repasse de grondements de grands félins chez une population d'éléphants qui effectuaient des raids fréquents aux cultures avoisinantes. Un système utilisait un rayon infrarouge qui s'activait chaque fois qu'un éléphant passait la frontière du champ cultivé et émettait des grondements de léopards ou de tigres. Ces bruits ont suscité la peur chez les éléphants qui s'éloignaient des lieux. Quoique cette méthode fût efficace à elle seule sur une courte période, le potentiel d'accoutumance des éléphants aux bruits de félins est grand. Comme la plupart des méthodes à haute technicité, l'équipement utilisé n'est pas à la portée des agriculteurs de subsistance. Néanmoins, ces chercheurs ont déterminé que ce moyen fonctionne bien s'il est utilisé de concert avec des clôtures électriques et des patrouilles.

Ces méthodes ne causent pas de blessures aux éléphants, mais le bruit peut les stresser (Fernando *et al*, 2008b). Les éléphants ont aussi tendance à paniquer et se disperser lorsqu'ils entendent des bruits forts et soudains, comme ceux causés par une sirène ou un pétard, écrasant les cultures sur leur passage (Sitati *et al*, 2005). L'utilisation des vocalisations d'éléphants comme répulsifs peut aussi comporter certains problèmes, comme l'accoutumance et la perturbation dans le système de communication normal des populations d'éléphants (Parker, 2007).

Plusieurs répulsifs olfactifs à base de résine de piments *Capsicum* spp ont été mis à l'essai en Afrique depuis les 15 dernières années (Hoare, 2012; Chang *et al*, 2016). Elles contiennent de la capsaïcine qui est l'agent qui rend le piment épicé et provoque une sensation de brûlure chez les mammifères (Megaze *et al*, 2017). En Tanzanie, des fermiers ont réduit les raids de 89% dans 22 villages grâce à la résine de piments forts (Malugu & Hoare, 2010). En Asie, cette méthode est largement vantée comme étant une solution durable contre les attaques d'éléphants, mais son efficacité a été peu évaluée (Hedges & Gunaryadi, 2009). Dans l'état de l'Assam, dans le nord-ouest de l'Inde, de la résine de piment étalée sur des fils de sisal s'est avérée efficace pour éloigner les éléphants lorsque cette méthode était combinée à d'autres méthodes, tel que des répulsifs acoustiques et des patrouilles utilisant des projecteurs (Davies *et al*, 2011). En Indonésie, une étude particulière a démontré que la surveillance traditionnelle était beaucoup plus efficace que la résine de piments forts. D'ailleurs, les chercheurs ont déterminé que la résine de piments forts représentait des coûts additionnels pour peu de résultats (Hedges & Gunaryadi, 2009). Un autre inconvénient est que la résine de piments doit être réappliquée régulièrement, car elle peut être lavée par la pluie (Sitati & Walpole, 2006; Graham & Ochieng, 2008).

### **2.3.6 La relocalisation**

La relocalisation des éléphants considérés problématiques vise à atténuer les CHE en les retirant de la proximité des humains (Fernando *et al*, 2012). Cette méthode de gestion tente également de favoriser la conservation des éléphants, en supposant une mortalité plus élevée si les animaux problématiques demeurent



dans leur habitat d'origine (Pinter-Wollman, 2012). Quoique la capture et la relocalisation de troupeaux entiers est pratiquée en Afrique (Dublin & Niskanen, 2003 ; Pinter-Wollman, 2009), elle se limite qu'à quelques individus à la fois en Asie (Roy *et al*, 2010 ; Fernando *et al*, 2012). Ces animaux sont invariablement des mâles adultes qui s'attaquent aux cultures, qui détruisent les habitations et qui sont agressifs ou qui ont tué des personnes (Roy *et al*, 2010).

Les éléphants problématiques doivent être bien identifiés pour qu'on relocalise le bon animal. La capture est habituellement effectuée par l'immobilisation en utilisant une fléchette anesthésique tirée d'un fusil adapté (Fernando *et al*, 2008b ; Roy *et al*, 2010). Ensuite, l'animal est transporté dans un endroit jugé plus approprié, habituellement une aire protégée ou un parc privé. L'animal peut aussi être transporté dans un sanctuaire ou jardin zoologique où il passera le reste de ses jours en captivité (Stuewe, *et al*, 1998 ; Choudhury *et al*, 2008). Cette méthode est dispendieuse et exige du personnel d'expérience (Perera, 2009).

Au Sri Lanka, 16 éléphants causant des CHE ont été relocalisés dans des parcs nationaux, parfois à des centaines de kilomètres de leurs lieux d'origine. La majorité de ces éléphants ont tenté de retourner à leurs domaines vitaux et tous ont perpétué leurs habitudes de s'attaquer aux cultures destinées à la consommation humaine. De plus, 8 des 16 éléphants sont morts dans les 8 mois suivant leurs relocalisations, ce qui est au-delà du taux de mortalité naturelle chez les éléphants sri lankais. De plus, ces relocalisations ont causé un stress important aux éléphants, ce qui se traduisait par une augmentation de leur agressivité. Ces éléphants ont d'ailleurs tué plusieurs agriculteurs. Donc, d'un point de vue du bien-être de ces animaux, ainsi qu'un outil de gestion faunique, la relocalisation s'avère un outil peu recommandé (Fernando *et al*, 2012).

### **2.3.7 L'élimination des éléphants**

En Asie, l'abattage n'est généralement pas une méthode grandement préconisée pour gérer les CHE (Fernando *et al*, 2008b). Les leçons apprises en Afrique ont été un facteur déterminant pour l'utilisation parcimonieuse de cette méthode par les gestionnaires de la faune asiatiques (Box *et al*, 2016). Entre les années 70s et 90s, des opérations d'abattage à grande échelle ont eu lieu dans des pays d'Afrique australe où la surpopulation d'éléphants avait un impact négatif sur la végétation de leurs habitats naturels (Hall-Martin, 1992; Fakir, 2004 ; IFAW, 2005 ; Hoare, 2012). Ces éléphants s'aventuraient alors dans les champs agricoles pour s'alimenter, causant des CHE dans ces régions (Balfour *et al*, 2007). Les opérations d'élimination des éléphants furent considérées des mesures drastiques, mais elles ont été menées dans l'espoir de préserver l'habitat naturel restant contre les pressions du surpâturage par les éléphants (Shannon *et al*, 2013). Ces opérations visaient principalement les éléphants adultes (Slotow & Van Dyck, 2001). En conséquence, des individus possédant des connaissances cruciales en matière de survie furent retirés de la population. Cela a eu un effet dévastateur sur

la structure sociale, la prise de décision et les réactions comportementales des juvéniles épargnés par ces opérations, ainsi que leurs descendants (Shannon *et al*, 2013). Chez les survivants, on pouvait observer une augmentation de l'agressivité chez les mâles, qui s'en prenaient sur d'autres espèces, tel les rhinocéros (Slotow & Van Dyck, 2001). De plus, l'élimination des adultes a provoqué la reproduction précoce chez les survivants (Whyte *et al*, 1998). En effet, des juvéniles se reproduisaient en l'absence d'adultes, ce qui augmentait la probabilité d'avortements spontanés ou de mortinaissances (Whyte *et al*, 1998 ; Whyte *et al*, 2003 ; Bradshaw *et al*, 2005). Ces répercussions peuvent être observées jusqu'à ce jour, quoiqu'à une moindre intensité. Désormais, ce sont surtout les anormalités comportementales qui sont observées (Shannon *et al*, 2013). Par exemple, chez une population d'éléphants en Afrique du Sud, des chercheurs ont noté que la réaction des éléphants face à des enregistrements de vocalisations d'éléphants étrangers était quasi nulle. En revanche, les éléphants d'Amboseli, au Kenya, serrent leurs rangs en position défensive, ce qui est considéré un comportement normal. Ces populations plus septentrionales n'ont jamais subi les opérations d'élimination à grande échelle (Shannon *et al*, 2013). Les campagnes d'abattage à grande échelle ne sont que des solutions ponctuelles. Les survivants vont se reproduire et éventuellement occuper l'espace de nouveau (Balfour *et al*, 2007). Actuellement, les éléphants du sud de l'Afrique sont de nouveau en état de surpopulation et les autorités de certains pays envisagent de nouveau à abattre les éléphants (Chelliah *et al*, 2013).

Étant donné le plus petit nombre d'éléphants d'Asie, l'élimination de populations complètes ou de certains individus pourrait avoir un effet dévastateur sur le rétablissement de l'espèce (Narayana, 2015 ; Puyravaud *et al*, 2016 ; Puyravaud & Davidar, 2016). Puisque la connaissance de la structure sociale des éléphants est limitée, la répercussion à long terme sur le comportement des survivants est inconnue (deSilva *et al*, 2016). De telles opérations créeraient un tollé au niveau de la communauté internationale et pourraient réduire la visite de touristes dans certains pays (Narayana, 2015). Toutefois, il peut arriver que le personnel des différentes agences gouvernementales responsables de la gestion des éléphants abatte un ou quelques éléphants problématiques (Chelliah *et al*, 2013). Généralement, ces éléphants sont des mâles adultes agressifs et qui auraient déjà tué un être humain. L'élimination est vue comme un dernier recours (Chelliah *et al*, 2016). Les officiels du gouvernement utiliseront habituellement les armes à feu pour compléter cette besogne. L'éléphant problématique éliminé, les populations locales seront soulagées et pourront reprendre leur train de vie normal. Par contre, un éléphant sera éliminé du pool génétique augmentant la possibilité de consanguinité dans des populations déjà restreintes. Cette solution est généralement temporaire et d'autres éléphants vont éventuellement s'attaquer aux cultures de la même façon que l'éléphant éliminé (Fernando *et al*, 2008b). De plus, les efforts pour identifier le bon animal n'étant pas rentables, les mauvais animaux sont souvent sacrifiés pour apaiser les communautés locales (Lenin & Sukumar, 2011).

L'abattage d'éléphants par les agriculteurs est toutefois un phénomène régulier (Fernando *et al*, 2008b). Ces revendications tuent des centaines d'éléphants chaque année en Asie et son généralement illégales. Quoique les armes à feu soient parfois utilisées, bon nombre de méthodes sont artisanales, car les armes sont au-delà des moyens de la plupart des agriculteurs (Fernando *et al*, 2011). En revanche, l'empoisonnement est une méthode abordable et accessible aux fermiers qui ajoutent des substances toxiques en fortes doses à des fruits tels que les citrouilles ou les ananas (Hance, 2013). Un autre moyen est l'électrocution en utilisant des traquenards (Perera, 2009; Fernando *et al*, 2011). Finalement, les agriculteurs optent parfois pour des explosifs (Fernando *et al*, 2008b). Un type d'explosif couramment utilisé au Sri Lanka se nomme le "Hakka Patas," une sorte de petite bombe artisanale cachée dans un fruit qui se détonne dans la bouche de l'éléphant (Fernando *et al*, 2011; Sooriyabandara, 2014; Vidanapathirana *et al*, 2016). L'animal, s'il ne succombe pas à l'infection, meurt éventuellement de faim puisqu'il est incapable de se nourrir (Wijayagunawardane *et al*, 2016).

### **2.3.8 Programmes d'indemnisation**

L'idée derrière les programmes d'indemnisation est simple : lorsqu'un éléphant ravage les cultures, détruit une structure ou tue un membre de la famille, l'agriculteur ou sa famille sont compensés (Nyhus *et al*, 2005). Les programmes d'indemnisation sont habituellement gérés par un organisme gouvernemental qui se présente lorsqu'un ravage a eu lieu (Fernando *et al*, 2008b). Ces programmes peuvent être très onéreux. Par exemple, en Inde, au Karnataka, le gouvernement a indemnisé les agriculteurs pour une somme totale de 3M durant une période de trois ans. Durant cette période, 91 personnes et 101 éléphants furent tués à cause du CHE (Gubbie *et al*, 2014).

En théorie, il devrait être possible d'éliminer complètement les pertes économiques des CHE par l'entremise d'une compensation adéquate et juste (Watve *et al*, 2016). En pratique, cependant, il est difficile d'estimer les coûts réels de la perte des cultures à cause de la subjectivité des évaluateurs. De plus, les gens peuvent aussi faire des revendications excessives (Fernando *et al*, 2008b). Quand ces surdéclarations ne sont pas remboursées, cela peut créer de l'acrimonie entre les gens et les autorités. Dans certaines régions, la corruption est telle que des montants surélevés sont payés aux amis des autorités gouvernementales alors que les autres gens sont sous-compensés ou pas compensés du tout (Schwerdtner & Gruber 2007; Santipillai *et al*, 2010 ; Chen *et al*, 2013 ; Watve *et al*, 2016).

En revanche, certaines communautés n'effectueront pas de réclamations à cause d'une liste d'obstacles, telles que l'épaisseur du processus bureaucratique (Karanth *et al*, 2012). Parfois, les gens ne sont tout simplement

pas conscients de l'existence de tels programmes (Watve *et al*, 2016 ; Ogra & Badola, 2008). Finalement, dans certains pays, comme le Cambodge, aucun programme d'indemnisation n'existe (Desai & Riddle, 2015).

### **2.3.9 Programmes d'assurance**

Les programmes d'assurance impliquent une prime pour assurer les pertes, tels que les dommages matériels, les blessures, l'invalidité ou la perte de vies humaines (Fernando *et al*, 2008b, Guo *et al*, 2012 ; Desai & Riddle, 2015). Il y a généralement un tiers impliqué qui évalue le montant de la prime en fonction d'un ensemble de variables telles que le type de culture et les mécanismes de compensation employés (Nyhus *et al*, 2005). Au contraire des programmes de compensation, ce sont habituellement les fiducies d'assurance privées qui versent un montant pour remédier les pertes dues aux CHE (Ogra & Badola, 2008 ; Lin *et al*, 2014). Les régimes d'assurance visant à remédier aux pertes peuvent contribuer à réduire l'animosité du public à l'égard des éléphants. Les programmes d'assurance sont généralement moins susceptible de conduire à l'abus du système est sont généralement plus transparents (Ogra & Badola, 2008). Malgré les avantages des programmes d'assurance, la plupart des fermiers n'ont pas les moyens de se procurer une police d'assurance (Wallenius, 2014). Il faut alors que le gouvernement subventionne une partie ou la complétude des prestations (Nyhus *et al*, 2005). Finalement, pour qu'un programme d'assurance soit juste et équitable, l'évaluateur doit être bien formé et neutre pour bien déterminer la validité de la demande (Desai & Riddle, 2015).

Le tableau 2.3.9.1 démontre les différents types de programmes existant en Asie pour indemniser les victimes du CHE.

**Tableau 2.3.9.1 : Les différents mécanismes d'assistance pour les victimes des CHE dans les différents pays à travers l'aire de distribution de l'éléphant d'Asie.** Source : Desai & Riddle (2015)

Programmes d'indemnisation et d'assurance pour les CHE en Asie		
Pays	Programme d'indemnisation	Programme d'assurance
<b>Bangladesh</b>	Dommages aux cultures et propriétés Perte de vie humaine	Aucun
<b>Birmanie</b>	Propriété	Aucun
<b>Boutan</b>	Don de semences aux fermiers Petit don monétaire pour blessures ou décès	Assurance financée par le gouvernement pour perte des cultures Géré par un comité d'agriculteurs
<b>Cambodge</b>	Aucun	Aucun
<b>Chine</b>	Dommages aux cultures et propriété Perte de vie humaine Blessures	Initiative récente gérée par une fiducie privée
<b>Inde</b>	Dommages aux cultures Perte de vie humaine Blessures	Les gouvernements étatiques ont lancé des régimes d'assurance, mais sans succès
<b>Indonésie</b>	Perte de vie humaine	Gouvernement paie une prime pour l'assurance-vie pour 100 personnes/année Province de l'Aceh : Couvert par l'assurance maladie provinciale
<b>Laos</b>	Aucun	Aucun
<b>Malaisie</b>	Malaisie: limité, pour perte de vie humaine.	Aucun
<b>Népal</b>	Perte de vie humaine Blessures	Aucun
<b>Sri Lanka</b>	Dommages aux cultures et propriété Perte de vie humaine Blessures	Aucun
<b>Thaïlande</b>	Aucun	Aucun
<b>Vietnam</b>	Aucun	Aucun

## CHAPITRE 3

### Stratégies pour la gestion durable des conflits-humains éléphants en Asie

La plupart des méthodes pour gérer les CHE au chapitre 2 permettent d'atténuer les symptômes des conflits, plutôt que d'attaquer la problématique à la source. En effet, ces méthodes tentent d'empêcher les éléphants d'accéder aux cultures. Ils n'abordent pas les problèmes tels que la perte et la fragmentation de l'habitat des éléphants qui ont causé les CHE en premier lieu (Desai & Riddle, 2015). Les agriculteurs, lorsque leurs cultures se font ravager, ont besoin de solutions immédiates pour résoudre le problème ou, du moins, leur procurer un certain contrôle (Songhurst, 2011), donc les méthodes de mitigation à court terme ont leur utilité. Cependant, il y a un urgent besoin de gérer cette problématique à long terme et de façon durable, au contraire de ce qui se fait actuellement. En effet, la gestion des CHE en Asie est souvent faite de façon disparate et peu de projets sont évalués à long terme. On ignore alors si les méthodes d'atténuation sont en réalité efficaces ou s'ils amplifient le problème (Lenin & Sukumar, 2011). En Asie, la gestion des CHE s'est souvent faite de façon ad hoc, par des gouvernements ou des décideurs peu engagés (Jepson & Canney, 2003; de Silva, 2016).

Ce troisième et dernier chapitre propose des solutions techniques pour atténuer la problématique des CHE de façon durable sur le continent asiatique. Une stratégie à grande échelle ayant une vision concertée est d'abord proposée. En vue d'élaborer cette stratégie et d'atténuer les CHE, il est d'abord suggéré d'améliorer les connaissances scientifiques sur les éléphants à travers l'Asie. Ces efforts comprennent l'obtention de données de base sur l'écologie et la distribution des éléphants asiatiques ainsi que d'augmenter la recherche sur l'atténuation des CHE sur le continent. L'importance de la participation active des spécialistes des sciences sociales est soulignée, ensuite, des mécanismes de partage des connaissances (la boîte à outils) sont suggérés. Ensuite, des méthodes visant la gestion des CHE de façon durable sont élucidées. Les méthodes sélectionnées concernent la participation active des agriculteurs et leurs communautés et l'aménagement du territoire. La stratégie proposée suggère aussi l'amélioration de programmes de compensation et souligne deux exemples.

#### 3.1 Développer une stratégie globale sur la gestion des CHE

En Asie, il y a un besoin de développer une stratégie pan asiatique visant l'atténuation des CHE. Selon certains spécialistes, ce besoin serait urgent (Jepson & Canney, 2003; Fernando *et al*, 2008b, Desai & Riddle, 2015; deSilva, 2016). Cette stratégie pourrait être dirigée par des organismes internationaux tels que l'AsEG de l'IUCN. Le AsEG a d'ailleurs déjà développé un document-cadre en 1990 (Santipillai & Jackson) dans lequel des objectifs très généraux étaient abordés sans détailler un processus spécifique pour les atteindre. Tout comme plusieurs stratégies visant l'atténuation et la gestion des CHE en Asie, ce document ne contenait aucune vision globale pour la conservation des éléphants, ni de cadre ou de stratégie de mise-en-œuvre pour y arriver

(Jepson & Canney, 2003; Thakur *et al*, 2016). De façon générale, en Asie, les politiques existantes demeurent peu développées et largement inefficaces avec des procédures impraticables (deSilva, 2016). La stratégie devrait alors contenir une vision, autre que le désir général de réduire ou de minimiser les niveaux de conflits se produisant actuellement (Desai & Riddle, 2015).

Une fois la vision politique définie, la stratégie devra définir comment atteindre les objectifs de conservation des éléphants et d'atténuation des CHE à des échelles multiples en s'appuyant sur les meilleures données scientifiques disponibles ainsi que la participation des intervenants principaux. L'IUCN (2008) propose une vision stratégique pour la conservation des habitats qui pourrait servir de tremplin pour le développement d'une stratégie pour l'atténuation des CHE en Asie. Certains facteurs clés y sont soulignés c'est-à-dire, la planification, la conception de programmes de conservation et d'atténuation, l'identification de cibles précises avec des indicateurs de rendement et des échéanciers ainsi que le développement et l'application d'un mécanisme de suivi ou de surveillance. En appliquant ce processus, les décideurs s'éloignent d'une gestion ad hoc et adoptent plutôt une vision stratégique. La stratégie pourrait être adaptée aux besoins de chaque pays de l'aire de distribution des éléphants, mais elle doit être basée sur des connaissances scientifiques valides.

Cette stratégie commencerait par l'identification d'une vision pour la conservation d'une espèce, suivie des buts et des objectifs et notamment, des prises de décision à tous les niveaux, des hommes et femmes politiques aux communautés locales. Les actions devant être effectuées sont ensuite considérées en termes du temps, de ressources et de la faisabilité. L'importance du suivi et de l'évaluation des progrès est soulignée. Ces stratégies peuvent s'arrimer avec d'autres plans de conservation déjà existants.

La mise en œuvre d'une telle stratégie nécessitera la mobilisation de financement. Des assistances financières de pays extérieurs peuvent contribuer à l'atteinte des cibles. Par exemple, l'USFWS (2006) a un fonds spécifique pour les projets visant l'atténuation des CHE en Asie. Certaines activités devront être intégrées à même les programmes d'activités habituelles des institutions gouvernementales et inscrites au titre de dotations budgétaires des états. Des subventions en provenance des ONG et des organismes internationaux sont aussi des sources possibles de financement.

### **3.2 Améliorer les connaissances scientifiques sur les éléphants et les CHE**

Il y a une pénurie de données scientifiques sur les éléphants d'Asie (Fernando *et al*, 2008b, Desai & Riddle, 2015; de Silva, 2016). La recherche scientifique devrait faire partie d'une compréhension plus large du conflit humain-éléphant en Asie. Les résultats devraient contribuer à la formulation des politiques à différents niveaux tout en améliorant les mesures d'atténuation des CHE, y compris une stratégie pan asiatique.

### 3.2.1 Obtenir des données scientifiques de base sur l'écologie et les populations de l'éléphant d'Asie

Des données de base, telle que la distribution et l'abondance des éléphants d'Asie sont peu représentées dans la littérature scientifique (Lenin & Sukumar, 2011). De plus, les connaissances sur les éléphants d'Asie, tel que leur comportement et leur écologie, sont souvent inférées des études obtenues sur les éléphants d'Afrique. Quoique les deux espèces démontrent plusieurs similitudes, ce qui justifierait cette inférence sur une certaine échelle, il demeure que l'éléphant d'Asie démontre plusieurs comportements et aspects écologiques qui diffèrent de ceux de leurs homologues africains (de Silva *et al*, 2013).

L'éléphant d'Asie est une espèce qui est notoirement difficile à recenser, compte tenu de son habitat forestier dense. Par contre, les méthodes actuellement utilisées pour effectuer les inventaires manquent de rigueur, sont faites sur un court laps de temps et sont peu financées (Choudhury *et al*, 2008; Fernando & Pastorini, 2011; deSilva, 2016). Il n'existe présentement aucune carte de distribution des éléphants basée sur des méthodes d'inventaires robustes et adaptées au terrain d'un pays en particulier. En effet, la seule carte démontrant la distribution actuelle des éléphants d'Asie sur ce continent (figure 1.3.1) est basée sur des "opinions d'experts" plutôt que la science (Fernando & Pastorini, 2011). Quoique ces cartes soient les meilleures options disponibles jusqu'à présent, elles ne représentent pas la situation réelle et ne permettent pas une surveillance des changements de distribution des populations d'éléphants au fil du temps (Perera, 2009; Fernando & Pastorini, 2011).

Les gouvernements asiatiques démontrent aussi une réticence à investir des ressources pour les recensements périodiques de populations d'éléphants (deSilva, 2016). En revanche, plusieurs programmes de surveillance des populations d'éléphants d'Afrique existent depuis des décennies. Ces programmes, dirigés pour la plupart par des ONG, sont généralement bien financés et reçoivent un appui (financier ou autre) des différents paliers gouvernementaux (Turkalo *et al*, 2013). Les données obtenues par ces efforts ont grandement contribué à la mise en place de programmes de conservation en Afrique et de mitigation des CHE (Wittmeyer *et al*, 2014). En Asie, des jeux de données comparables sont absents. Les gouvernements de l'Inde et du Sri Lanka ont déjà déployé des efforts pour compter le nombre d'éléphants présents à certaines sources d'eau, et ce, sur une période courte seulement. Des études subséquentes, entreprises par deSilva *et al* (2011, 2013), indépendamment financés et entreprises sur plusieurs années ont souligné les erreurs statistiques des efforts précédents. Ces études auraient sous-estimé les populations d'éléphants au Sri Lanka et on peut déduire les mêmes conclusions pour l'Inde. Selon de Silva (2016), des études longitudinales, en particulier sur des animaux ayant une longue durée de vie, tel l'éléphant, sont nécessaires pour obtenir des données robustes qui permettraient ensuite le développement de stratégies de conservation efficaces.



Des méthodes d'inventaire standardisées devraient être utilisées à travers la distribution de l'éléphant d'Asie. La méthode DISTANCE est un exemple. Elle a déjà été employée pour déterminer l'abondance ou la densité des éléphants en Inde et au Cambodge (Goswami *et al*, 2007; Gray *et al*, 2011; Hedges, 2012). Puisque la plupart des éléphants habitant les forêts sont difficiles à voir, ce sont surtout leurs tas de fumier qui sont détectés (Hedges, 2012). La CITES a d'ailleurs développé un protocole basé sur cette méthode nommée le *MIKE Programme Standards* (Hedges & Lawson, 2006). Les inventaires fécaux peuvent aussi permettre de déterminer la structure d'âge des populations ainsi que les liens de parenté entre les clans (Kongrit *et al*, 2008) et leurs migrations (Gray *et al*, 2011).

Ces données sont essentielles pour suivre l'évolution des populations d'éléphants en Asie et leurs dynamiques. Elles permettent de comprendre et mesurer les impacts des activités humaines sur les populations d'éléphants ainsi que l'effet des contraintes spatiales sur celles-ci. Ces chiffres pourraient aussi être utilisés par les décideurs pour élaborer des cibles de conservation qu'ils intègrent dans la stratégie globale sur les éléphants ou toute autre politique ou stratégie nationale ou locale. Les données pourraient aussi être utilisées pour mettre à jour la carte de distribution des éléphants d'Asie.

Finalement, les données de base sur les éléphants d'Asie seraient également utiles dans le cadre d'évaluations environnementales (ÉE). Plusieurs grands projets de développement, tels les projets routiers, auront un impact sur les éléphants d'Asie (Pan *et al*, 2009). Pour pouvoir déterminer avec précision ces effets et s'ils mènent aux CHE, les promoteurs doivent avoir une certaine connaissance de l'écologie de base de ces animaux, leurs effectifs et leur utilisation du territoire. Ces informations leur permettraient également d'élaborer des mesures de mitigation adéquates.

### **3.2.2 Améliorer la recherche sur les CHE et les moyens de mitigation**

Plusieurs études ont été publiées sur les moyens de mitigation des CHE en Asie, cependant, ces efforts présentent plusieurs lacunes. De façon générale, les études se limitent à évaluer l'efficacité des stratégies d'atténuation sur un court laps de temps et dans une zone géographique particulière où les conflits sont généralement intenses et concentrés (Lenin & Sukumar, 2011). Il n'existe que peu de données sur l'étendue du conflit sur une échelle géographique plus vaste. Actuellement, les données obtenues dans une zone de conflit sont extrapolées pour une région au complet alors que cela ne donne pas un portrait adéquat de la situation globale (Desai & Riddle, 2015). Il serait important d'évaluer les interactions entre les humains et les éléphants à plus grande échelle puisque l'incidence et la fréquence des conflits ne sont pas uniformes.

Peu d'études évaluent systématiquement les niveaux de conflit avant et après les interventions et il n'y a généralement aucun suivi auprès des communautés humaines touchées (deSilva, 2016). Il n'existe aucune

étude sur l'influence des moyens de mitigation sur les populations d'éléphants qu'elles ciblent. Ceci est problématique parce que certains éléphants dépendent des cultures pour compléter leur alimentation dans des lieux où leur habitat naturel rétrécit. Les études sur les CHE n'évaluent pas l'impact d'autres variables sur les pertes aux cultures (Barnes, 2008), tel que les autres animaux qui s'attaquent aux cultures, des maladies chez les plantes, ainsi que les facteurs environnementaux et socioéconomiques.

Il serait aussi important d'obtenir une compréhension plus approfondie des facteurs environnementaux et spatiaux des endroits où ont lieu les CHE, ainsi que le « timing » des attaques aux cultures (Chiyo *et al*, 2005; Sarma *et al*, 2008; Chen *et al*, 2016). Ceci permettrait aux décideurs de déterminer les « points chauds » de CHE sur le territoire (Goswami *et al*, 2014b; Chen *et al*, 2016; Pozo *et al*, 2017). Les décideurs pourraient potentiellement prédire où auraient lieu les CHE (Sitati *et al*, 2003; Songhurst & Coulson, 2014; Chen *et al*, 2016). Par la suite, des stratégies d'atténuations plus efficaces, basées sur des prévisions fiables, pourraient être conçues (Hedges & Gunaryadi, 2010; Graham *et al*, 2010; Gubbi, 2012; Chen *et al*, 2016). Ces données devraient être démontrées sur des cartes géoréférencées (Chen *et al*, 2016). Il serait aussi important de faire un suivi à long terme et d'utiliser des données obtenues par des méthodes standardisées sur un territoire donné (deSilva, 2016).

### **3.2.3. Augmenter la participation des spécialistes en sciences sociales**

La science à elle seule ne fournit pas une compréhension complète des solutions aux conflits entre les humains et la faune (USFWS, 2006; Baruch-Mordo *et al*, 2009; Butt & Turner, 2012). La moitié du défi réside dans la compréhension de la dimension humaine, avec ses complexités sociales, culturelles, politiques, économiques et juridiques (Madden, 2004). En effet, il est très important de comprendre le contexte social dans lequel les CHE se produisent (Jepson & Canney, 2003; Lenin & Sukumar, 2011; Frank *et al*, 2015; deSilva 2016). Plusieurs outils ayant fait leur preuve dans d'autres régions du globe pourraient être considérées et adaptées au contexte asiatique.

Plusieurs approches, telles que des entretiens, des réunions publiques et des groupes de discussion, peuvent être utilisés pour mieux caractériser le contexte social dans lequel le conflit existe (Madden, 2004; Bath *et al*, 2009). Il est aussi important que les parties prenantes impliquées dans le conflit soient engagées dans la recherche de solutions (Hockings & Humle, 2009). Une façon d'y arriver est de tenir des ateliers où toutes les parties prenantes seraient invitées à participer. De tels ateliers permettraient de mieux comprendre les facteurs qui contribuent au conflit et promouvoir des actions visant à l'atténuer (Bath *et al*, 2009). Les efforts futurs devraient se concentrer sur l'amélioration de l'intégration des données de la dimension humaine avec

des outils de gestion de la faune et la recherche scientifique afin d'aborder ce conflit et de le réduire (Madden, 2004; Bath *et al*, 2009; Frank *et al*, 2015)

En Asie, il existe une tendance chez les biologistes qui ne possèdent pas une connaissance approfondie des sciences sociales, de mener des études attitudinales auprès des agriculteurs touchés par les CHE (Lenin & Sukumar, 2011). Les données obtenues dans le cadre de telles études peuvent être biaisées par plusieurs facteurs. Par exemple, des foules peuvent parfois se présenter lors d'entrevues attitudinales dans les petites collectivités affectées par les CHE. Il peut alors y avoir un effet d'entraînement et les faits peuvent être exagérés, surtout lorsqu'il y a une attente en matière de compensation financière (Naughton *et al*, 1999). D'autres facteurs pouvant influencer les études qualitatives comprennent le décalage entre l'entrevue et la dernière attaque par les éléphants, l'incidence de cette attaque ou la perception des gens envers l'intervieweur (s'il est perçu comme étant un représentant gouvernemental) (Lenin & Sukumar, 2011; Songhurst, 2011). Les études attitudinales peuvent mettre en évidence une préoccupation disproportionnée des dommages causés par les éléphants et sont susceptibles d'être contredites par des données obtenues à partir d'enquêtes scientifiques (Jepson & Cannery, 2003). Alors que les biologistes sont généralement sceptiques quant aux évaluations des menaces et des pertes auxquelles ils sont confrontés, les spécialistes des sciences sociales abordent le rôle joué par les vulnérabilités de la communauté locale et la tolérance des conflits (Lenin & Sukumar, 2011). Il est donc essentiel que les spécialistes des sciences sociales mènent ces enquêtes et qu'ils soient des acteurs intégraux dans la conception et la mise en œuvre de stratégies de gestion des CHE (Madden & McQuinn, 2014). Les biologistes et les spécialistes des sciences sociales doivent travailler ensemble pour s'attaquer aux causes des conflits et aider à identifier les moyens viables pour résoudre les problèmes (Frank *et al*, 2015). Les populations locales devraient être également engagées dans ce processus (Fernando *et al*, 2008b; Hockings & Humle, 2009; Desai & Riddle, 2015). En l'absence d'informations clés sur les facteurs écologiques et sociologiques des conflits, la sélection et la conception d'interventions peuvent être inefficaces (Treves *et al*, 2009).

#### **3.2.4 Boîte à outils pour mitiger les CHE**

Les connaissances scientifiques acquises sur les populations et l'écologie des éléphants, ainsi que les CHE et leurs moyens d'atténuation, pourraient être colligées dans une « boîte à outils des CHE. » Par exemple, l'outil pourrait commencer par explorer les éléments nécessaires avant la mise en place de mesures d'atténuation des CHE. Ceci comprend la fréquence, la distribution et la sévérité des CHE dans un endroit donné, ainsi que les types d'incidents rencontrés, quels éléphants sont responsables des CHE et déterminer qui est affecté localement. La boîte à outils pourrait ensuite explorer les principes communs des conflits, décrivant les comportements fréquents des éléphants en situation de CHE et leurs préférences quant aux cultures.

Finalement, les interventions multiples et la synergie entre les différentes méthodes de mitigation (tel que les clôtures électriques jumelées à la surveillance des cultures) seraient présentées. Puisque le suivi des mesures d'atténuation est un élément important permettant de mesurer l'efficacité de ces dites mesures, la boîte à outils éluciderait les techniques de collectes de données disponibles aux communautés locales.

Cette boîte devra être mise à la disposition des usagers par l'entremise d'un site web. Le site de l'AsEWG serait une possibilité. Les informations devront être mise-à-jour continuellement. Outre les éléments précédemment mentionnées, la boîte à outils pourrait également fournir les lignes directrices pour la conception de plans de gestion pour un lieu donné. Finalement, La boîte à outils pourrait agir en tant que base de données où les bons coups et les leçons apprises sont entreposés.

### **3.3 Favoriser le développement et la mise en œuvre de méthodes de mitigation efficaces à long terme**

Au contraire des méthodes de mitigation des CHE soulevées au deuxième chapitre, la participation des communautés locales et l'aménagement du territoire peuvent s'avérer des solutions durables. L'aménagement du territoire peut apporter des solutions à la source des conflits. Pour sa part, la gestion communautaire permet aux fermiers une compréhension approfondie du CHE, de gérer cette problématique au sein de leur communauté et d'améliorer leur perception des éléphants. Pour atténuer les CHE à long terme, ces deux outils sont des éléments clés d'une stratégie de gestion des CHE et doivent être interdépendants pour assurer sa durabilité.

#### **3.3.1 La participation des communautés locales : un élément clé dans la gestion des CHE**

La conservation par les communautés est une approche qui encourage la participation active des communautés locales dans la gestion de leurs propres ressources naturelles, y compris la faune et la flore (Newark & Hough, 2000; Osborn & Parker, 2003; Datta-Roy *et al*, 2009; Sandker *et al*, 2009; Zimmerman *et al*, 2009; Chowdhury *et al*, 2013). Cette approche permet également aux communautés locales de contribuer aux connaissances scientifiques en étant des partenaires potentiels dans la collecte de données tant quantitatives que qualitatives (Datta-Roy *et al*, 2009; Poufoun *et al*, 2016). Le recueil de données par la communauté est considéré un très bon moyen d'améliorer la perception des gens envers les éléphants (Baruch-Mordo *et al*, 2009; Datta Roy *et al*, 2009; Zimmerman *et al*, 2009). Pour ce faire, il est important que les inventaires entrepris par les membres de la communauté contribuent à la compréhension des enjeux locaux et non seulement pour satisfaire les besoins des chercheurs et décideurs. En effet, les données obtenues doivent être d'intérêt commun à toutes les parties prenantes (Campilan, 1996; Janzen *et al*, 1993; Woodroffe *et al*, 2005; Lenin & Sukumar, 2011).

Dans le contexte d'un projet visant la gestion et la réduction des CHE dans l'état d'Assam (Zimmerman *et al*, 2011), en Inde, les promoteurs de l'*Assam Haathi Project* (AHP) ont embauché 27 membres de la communauté et les ont formés comme surveillants de terrain. Ils étaient responsables de saisir les données sur l'écologie des éléphants et les détails entourant les événements de CHE. Cette approche comportait plusieurs points positifs. Elle fournissait des emplois à de nombreuses personnes, permettait l'engagement de la communauté et en conséquence améliorait sa perception des éléphants. De plus, elle permettait d'obtenir un portrait réel de l'incidence des CHE puisque les fermiers peuvent parfois exagérer l'ampleur des attaques.

L'International Fund for Animal Welfare (IFAW) et le Département de foresterie de la province de Yunnan, en Chine, ont réussi à atténuer les CHE par la mise sur pied d'un projet de développement intégrant la participation des communautés locales (Zhang & Wang, 2003 ; Zhang *et al*, 2006). À cet endroit, des agriculteurs avaient été déplacés d'un autre lieu à cause de la création d'une aire protégée. Pour subvenir à leurs besoins en bois de chauffage et en nourriture, ils empiétaient de plus en plus sur la forêt. Ces activités amplifiaient les CHE puisque les éléphants, à leur tour, subissaient la perte de leur habitat et s'attaquaient aux cultures de riz de ces mêmes agriculteurs (Zhang *et al*, 2006). Les agriculteurs devenaient de moins en moins tolérants de ces ravages et envisageaient des moyens létaux pour contrôler ces animaux (Zhang & Wang, 2003).

Ce projet pilote, intitulé « Vivre avec les éléphants » comportait trois volets, soit : un fonds de développement communautaire, un programme de sensibilisation environnementale et finalement un programme de préservation des éléphants et leur habitat. IFAW a fourni une subvention de 100 USD à chaque famille impliquée dans le projet dans huit villages différents (Zhang & Wang, 2003). Ce montant visait à encourager les agriculteurs locaux à substituer leurs cultures traditionnelles avec des cultures alternatives peu appétissantes pour les éléphants. Ces cultures alternatives étaient souvent des cultures de rente qui procuraient aux agriculteurs des recettes intéressantes. En conséquence, leur qualité de vie s'améliorait et ils réduisaient leurs incursions dans les forêts habitées par les éléphants. Dans chaque village, au moins cinq familles se joignaient volontairement à une coopérative dont la mission était la gestion de ces subventions. Ils élisaient leur propre administrateur, comptable et trésorier. Ils ont également élaboré un règlement sur la gestion des subventions et élaboré des stratégies de gestion des CHE. Un des règlements les plus importants fut l'interdiction d'abattre les éléphants (Zhang & Wang, 2003). Pour sa part, IFAW retirerait toute subvention si un membre du groupe ne respectait pas les règlements établis par chaque coopérative. Plus de 98% des familles dans la zone du projet pilote ont adhéré volontairement à ces groupes. Beaucoup de familles ont réussi à adopter des cultures alternatives qui à leur tour ont diminué les CHE et la déforestation. Les attitudes des agriculteurs à l'égard de la conservation de l'habitat faunique ont également changé et la tolérance envers les éléphants a augmenté

(Zhang & Wang, 2003). Quoiqu'on rapporte une diminution des CHE en ces lieux, la littérature sur ce projet ne fournit pas le pourcentage exact de cette diminution ni sur quelle période de temps les résultats ont été évalués.

En effet, mesurer le succès ou les impacts positifs à court terme d'un projet de conservation de longue haleine peut présenter certains défis. Selon Zimmerman *et al* (2011), il existe des indicateurs permettant de déterminer si un projet se dirige sur la bonne voie. Par exemple, des changements dans les attitudes des personnes locales envers les éléphants ou la fréquence et l'incidence des CHE. Quatre ans après qu'ils aient amorcé leur AHP, ces chercheurs ont observé une prise de conscience et une volonté de prendre des mesures pour la protection des cultures et l'atténuation des CHE au-delà des frontières des villages touchées par le projet. Dans les villages soutenus par l'AHP, les attitudes des cultivateurs et leurs familles étaient beaucoup plus positives à l'égard des éléphants.

Finalement, l'atténuation des CHE basée sur la participation des communautés n'aborde pas les causes fondamentales des CHE. Par conséquent, une fois que l'approche d'une gestion participative des CHE est établie, le véritable défi commence : comment assurer la survie à long terme des éléphants à l'échelle du paysage. L'aménagement du territoire est la pierre angulaire d'un programme de gestion à long terme des CHE, mais un tel programme doit assurer la participation active des communautés. La participation des communautés crée une structure et des voies de communication permettant d'impliquer les communautés locales dans la planification et la mise-en-œuvre des stratégies à long terme et ainsi assurer leur pérennité.

### **3.3.2 L'aménagement du territoire**

S'attaquer à la perte, à la fragmentation et à la dégradation de l'habitat nécessite une planification appropriée de l'utilisation des terres, au niveau du paysage et au niveau local (Parker *et al*, 2007). Plusieurs chercheurs et gestionnaires de la faune recommandent l'aménagement du territoire comme moyen d'y arriver (Graham *et al*, 2009a, Duham *et al*, 2010; Lenin & Sukumar, 2011; Hoare, 2012). Au contraire de la plupart des moyens de mitigation exposés au chapitre 2, l'aménagement du territoire vise l'atténuation des CHE en visant la source de cette problématique plutôt que de traiter les symptômes (Fernando *et al*, 2008b).

Non seulement est-ce que l'aménagement du territoire tient-il compte des besoins des éléphants, mais également de la biodiversité et du développement économique et social (Sukumar & Baskaran, 2007; Baskaran, 2013). Pour y arriver, l'obtention de données historiques et actuelles sur l'utilisation du territoire est nécessaire (Baskaran, 2013). Des données sur les habitats des éléphants, y compris leurs couloirs de migration, l'utilisation des terres et les caractéristiques de la végétation et de l'eau de surface seraient essentielles. D'autres variables importantes seraient les événements de CHE dans un lieu donné, la présence d'autres

espèces à statut précaire, le braconnage ou autres menaces qui pèsent sur les éléphants, les données climatiques comme les précipitations, la topographie, les types de sols, etc. Les besoins de conservation des éléphants pourraient être intégrés avec celles d'autres espèces ou écosystèmes. Ces informations pourraient être intégrées à un plan d'aménagement du territoire régional. Baskaran (2013) suggère que, pour qu'un tel plan soit réussi, il doit être élaboré avec la participation de différentes parties prenantes, dont les décideurs politiques, les agriculteurs, les biologistes experts des éléphants, les professionnels des sciences sociales, les représentants des services publics et des autoroutes et des chemins de fer.

Lenin & Sukumar (2011) préconisent un changement des pratiques agricoles dans un secteur donné et de relocaliser les cultures dehors des zones d'habitat de l'éléphant. Ils recommandent également le développement de nouvelles zones protégées puisqu'une grande partie de l'habitat de l'éléphant est situé à l'extérieur de celles-ci. En Inde, par exemple, 78% des éléphants se retrouvent en dehors des zones protégées (Hoare, 2001). Lenin & Sukumar (2011) et Desai & Riddle (2015) suggèrent d'identifier les zones prioritaires de conservation des éléphants. Pour leur part, Fernando *et al* (2008b) préconisent le développement d'habitats optimaux pour les éléphants d'Asie, où on peut retrouver de la nourriture de qualité et une abondance d'eau toute l'année. Pour y arriver, ils suggèrent l'adoption de pratiques agricoles saisonnières, car cette méthode encourage la succession des habitats, situation idéale pour les éléphants. Selon ces spécialistes, la situation idéale pour les éléphants serait une mosaïque d'aires protégées parsemée de zones d'agriculture itinérante.

L'agriculture et les établissements humains permanents ne devraient pas être autorisés sur les bords des zones protégées (Fernando *et al*, 2005; Fernando *et al*, 2008b). Par contre, ceci n'est pas toujours possible en Asie puisque les terres arables sont en grande demande et le développement prend de plus en plus d'ampleur. Pour minimiser les CHE qui existent déjà en bordure de l'habitat des éléphants et des zones agricoles, des zones tampons devraient alors être créées (Fernando *et al*, 2008b, Desai & Riddle, 2015). Une zone défrichée entre la forêt et les cultures définit clairement la frontière entre les deux zones et permet une plus grande visibilité des éléphants qui s'approchent (Osborn & Parker, 2002). En Indonésie, ce type de zone tampon a été mis à l'essai et a permis de réduire le nombre d'attaques aux cultures (Nyhus *et al*, 2000). Une zone tampon constituée de cultures insipides pourrait également être une solution. Pour être efficace, elle doit être au moins 1 km de large (Chiyo *et al*, 2005, Sitati & Walpole 2006; Kulkarni *et al*, 2007).

Il serait aussi important de réduire l'empiètement des terres agricoles dans l'habitat des éléphants et de restaurer l'habitat dégradé (Desai & Riddle, 2015; Oelrichs *et al*, 2016; Suba *et al*, 2017). Sur Bornéo, en Indonésie, un plan d'action pour le rétablissement des populations d'éléphants sur l'île est en voie de développement. Ce plan prévoit la restauration des habitats dégradés, l'idée étant que si les éléphants ont

suffisamment de ressources dans leurs habitats naturels, ils ne s'attaqueront pas aux cultures. Le plan prévoit collaborer avec les propriétaires des grandes plantations de palmiers à huile pour freiner l'expansion de ces cultures et améliorer le rendement des plantations actuelles (Suba *et al*, 2017).

Améliorer la connectivité entre les habitats d'éléphants doit également être considéré. Comme mentionné au chapitre 2, les éléphants sont de plus en plus concentrés dans des zones isolées les uns des autres et entourées de champs agricoles (Areendran *et al*, 2017). Ces éléphants vont presque sans exception s'attaquer aux cultures puisque la capacité de soutien de leur habitat est dépassée et leur végétation naturelle se retrouve dégradée (Desai & Riddle, 2015). Des corridors écologiques permettent aux éléphants de se déplacer de façon sécuritaire entre deux habitats, notamment pour y trouver de l'eau et de la nourriture (Talukdar *et al*. 2006; Liu *et al*, 2016; Areendran *et al*, 2017; Gangadaran *et al*, 2017). Les corridors permettent également aux populations d'éléphants de se mêler et ainsi favoriser l'échange de matériel génétique (Khanna *et al*, 2001; Ravan *et al*, 2005; Venkatarama, 2005; Serma *et al*, 2008; Roy & Sukumar, 2015). Donc, il est recommandé que les décideurs mettent l'accent sur la création, la réhabilitation et l'amélioration de corridors migratoires.

Liu *et al* (2016) suggèrent la plantation de forêts de bambous (*Bambusea spp.*) dans les corridors puisque les éléphants aiment beaucoup manger cette plante et seraient ainsi moins enclins d'attaquer les cultures. De façon générale, les corridors devront varier entre 0.5 et 3 km de largeur pour procurer aux éléphants suffisamment de nourriture et de couvert (Johnsing & William, 1999; Khanna *et al*, 2001; Debata *et al*, 2013; Desai & Riddle, 2015). Les corridors peuvent se déplacer avec le temps, à cause de la succession végétale naturelle ou à cause des impacts anthropomorphiques comme le développement ou la collecte de bois de feu et l'empiètement par les bovins (Shekar Silori & Mishra, 2001). Ces changements doivent être suivis et évalués de façon régulière par du personnel qualifié ou habileté dans le but d'éviter que les corridors se dégradent et que les éléphants, en conséquence, s'attaquent aux cultures (Joshi & Singh, 2008c; Chatterjee, 2016). Il serait alors important de bien délimiter les corridors, soit sur des images satellites ou en utilisant une application géoréférencée telle qu'un SIG (Chatterjee, 2016). Le bétail ne doit pas avoir accès aux corridors migratoires, car cela peut causer un impact sur la qualité des sols et la végétation aux dépens des éléphants (Shekar Silori & Mishra, 2001). Au Botswana, des corridors dans des milieux urbains ont été mis à l'essai (Adams *et al*, 2016). Ces corridors sont utilisés par les éléphants dans des zones urbaines, périurbaines et agricoles pour augmenter la connectivité entre leur habitat fragmenté. Il serait peut-être envisageable d'aménager de tels corridors en Asie où l'empreinte des collectivités humaines et de l'agriculture devient de plus en plus importante.

Étant donné que les éléphants nécessitent de longs parcours qui traversent parfois les frontières, une approche de gestion transfrontalière est un besoin en Asie. Ces dispersions sont particulièrement fréquentes le long de



leurs corridors migratoires entre l'Inde, le Népal, le Bhoutan et le Bangladesh (Choudhury, 2007; Yadav, 2007). Les éléphants vont aussi traverser les frontières entre la Thaïlande et le Myanmar (Latessa, 2014; Chaiyarat *et al*, 2015). Ce phénomène va parfois créer des CHE puisque les éléphants vont s'attaquer aux cultures le long de leurs corridors migratoires (Olival & Higuchi, 2006).

Les gestionnaires de la faune dans les pays concernés devraient coordonner leurs efforts de conservation le long des frontières. Ces pays ont besoin de mettre en cohérence des outils et des programmes de gestion des éléphants, pour prévenir et atténuer les CHE. Puisque les outils législatifs peuvent différer entre les pays, il serait aussi nécessaire d'harmoniser la législation relative à la gestion du corridor.

Finalement, lorsque les projets de développement doivent avoir lieu, et que la perte de l'habitat est inévitable, des EE seraient fortement suggérées. Ces études doivent mesurer les effets négatifs sur les différentes composantes des écosystèmes, dont la faune. Des EE spécifiques aux éléphants, qui arrêteraient tout développement mal planifié ou qui proposeraient des mesures d'atténuation afin de minimiser l'impact sur les éléphants et leur habitat, sont impératives dans le contexte actuel asiatique, où le développement de projets d'infrastructures linéaires d'envergure est commun et où l'étalement urbain prend de l'ampleur (Desai & Riddle, 2015).

#### **3.4. Bonifier les mécanismes d'assistances aux victimes de dégâts causés par les éléphants.**

Les programmes de compensation et d'assurance discutés au chapitre 2 représentent de nombreux désavantages. En théorie, il serait possible pour ces programmes de procurer une aide précieuse aux fermiers qui ont subi des pertes importantes, surtout lorsqu'il s'agit d'une blessure ou d'une perte de vie humaine (Schwerdtner & Gruber, 2007 ; Karanth *et al*, 2012). Par contre, ils sont parsemés de problèmes les rendant peu utiles sous leur forme actuelle. En conséquence, l'importance de bonifier ces programmes ne peut être sous-estimée.

Les chercheurs Milind *et al* (2016) suggèrent un programme basé sur la perte nette de produits plutôt qu'un estimé visuel des dommages, tel qu'il se fait couramment en Asie. Leur analyse, s'appuyant sur les principes de l'économie comportementale, démontre que ce système de compensation faciliterait les bons intrants agricoles et l'honnêteté dans la déclaration des pertes. Ils séparent également les dommages causés par les animaux sauvages des autres sources de pertes telles que les insectes, les maladies ou les facteurs environnementaux.

Une approche alternative de compensation au service des agriculteurs affectés par les CHE serait le paiement pour les services écosystémiques (Jackson *et al*, 2008). Les agriculteurs sont alors octroyés une prime pour

fournir des services écosystémiques en préservant les forêts et autres habitat utilisé par la faune (Ferraro & Kiss, 2002 ; Ferraro, 2001 ; Bulte & Rondeau, 2005). Cette approche encourage la coexistence entre les agriculteurs et les éléphants (Jackson *et al*, 2008). Ces sommes sont payées en sus des recettes perçues par la vente de leurs récoltes. L'approche apporte également un certain répit du stress et de la fatigue qui pèsent sur les agriculteurs confrontés aux CHE lorsqu'ils savent qu'ils recevront une compensation monétaire pour leurs efforts (Jackson *et al*, 2008 ; Seneviratne & Rossel, 2008). En Afrique, on suggère financer cette approche par la chasse, notamment aux éléphants. La chasse, lorsque bien gérée, a déjà permis de financer des projets de conservation en Afrique et ailleurs (Cooney *et al*, 2017). Un permis pour la chasse aux éléphants peut varier, mais, au Botswana, lorsqu'elle était autrefois autorisée, coûtait 11000\$ USD. On estime que ce montant serait suffisant pour financer cette approche pour une seule communauté (Sharp, 2007). En Asie, où les éléphants sont vénérés, la chasse pour financer un tel projet créerait une polémique (Fernando *et al*, 2008b). De plus, il y a de moins en moins d'éléphants portant de l'ivoire sur le continent, et ce sont ces individus qui sont la cible habituelle des chasseurs de trophées. La perte de ces animaux rares causerait des répercussions négatives sur les populations d'éléphants (Kongrit, 2017). Par contre, les touristes apprécient de plus en plus les activités d'observation d'éléphants à l'état sauvage. Une seule nuit de camping sur une plateforme dans les arbres, au Laos, où on peut observer les éléphants s'abreuver, peut coûter 200\$ USD par personne. En une seule saison d'observation s'étalant sur quelques semaines, une communauté peut accumuler une petite fortune et financer un programme de paiement pour les services écosystémiques (Jack Highwood, communication personnelle le 1er mai, 2017). Les décideurs asiatiques devront évaluer la faisabilité d'une telle approche et identifier les sources pouvant la financer, que ce soit des activités écotouristiques, des dons d'ONG internationaux ou autres.

Un des effets pervers des programmes d'indemnisation est que les gens perçoivent souvent les animaux comme étant le problème du gouvernement ainsi que sa propriété (Milind *et al*, 2016). Les animaux ne sont plus perçus comme faisant partie intégrante du milieu naturel lorsque les gestionnaires de la faune (habituellement des fonctionnaires gouvernementaux ou les gestionnaires des aires naturelles) négotent des schémas de compensation avec les populations locales (Ogra & Badola, 2008). Une barrière psychologique s'installe alors entre la victime des ravages et le compensateur et il y a perception que les intérêts entre les deux parties sont conflictuels (Milind *et al*, 2016). Ceci peut nuire aux programmes de conservation surtout lorsque la participation des communautés locales est essentielle à la protection de la faune et des écosystèmes (Fernando *et al*, 2008b). Il est alors essentiel que les schémas de compensation reposent sur l'autodéclaration de la part de la communauté ainsi que d'un système juste n'ayant pas recours aux négociations entre les deux parties prenantes. Cela risque d'augmenter l'harmonie et de réduire le fossé psychologique entre les victimes des dégâts et les compensateurs. Les conflits homme-vie sauvage peuvent céder la place à la coexistence humaine-

vie sauvage, car la gravité des conflits devrait diminuer considérablement. Finalement, dans le contexte des CHE, la compensation ne doit pas être considérée comme un moyen unique parmi tant d'autres d'atténuer cette problématique. Elle devrait être effectivement intégrée dans une stratégie plus large dans laquelle des moyens d'atténuer le conflit de façon durable jouent un rôle essentiel et d'avant plan, tel que l'aménagement du territoire et la participation de la communauté.

## CONCLUSION

L'éléphant d'Asie est une espèce en péril qui doit être protégée à travers son aire de distribution. Non seulement est-ce que cet animal joue un rôle écologique d'envergure, c'est-à-dire celui d'ingénieur forestier, mais il est un des piliers culturels les plus importants d'Asie. Malgré cela, ses effectifs diminuent de plus en plus alors que les menaces qui lui pèsent s'amplifient. Le braconnage pour sa précieuse ivoire et le commerce des éléphanteaux sont certes des menaces importantes. Par contre, la perte et la dégradation de leur habitat sont les menaces les plus sévères pour ces animaux, car elles mènent aux CHE. Les CHE affectent les populations d'éléphants d'Asie, mais également les êtres humains, qui doivent composer avec un problème grandissant. En effet, des recherches récentes ont signalé les impacts économiques et psychologiques des conflits entre les humains et la faune en Asie, en particulier ceux impliquant les éléphants.

À travers l'aire de distribution de l'éléphant d'Asie, l'atténuation des CHE a été tentée par l'entremise de divers outils, tels que les clôtures électriques, les répulsifs et les programmes de compensation. Malgré ces efforts, le problème persiste et s'est même intensifié avec le temps. En Asie, les objectifs de la lutte contre les CHE se limitent principalement à empêcher les éléphants d'attaquer les cultures et ont donc été gérés de manière disparate et ponctuelle (IUCN, 2006). Par contre, le CHE est une problématique complexe qui ne sera pas résolue par des interventions à court terme. Une analyse approfondie de cette problématique est nécessaire, en tenant compte de tous les facteurs donnant naissance aux CHE. En l'absence d'une telle compréhension, les efforts déployés pour atténuer les CHE sont voués à l'échec.

Des solutions basées sur les sciences, tant biologiques qu'humaines, seront nécessaires afin d'atténuer ce problème. En effet, les études sur les éléphants d'Asie et les CHE sont limitées. Il y a également peu d'évaluations critiques ni de suivi à long terme évaluant l'efficacité des nombreuses méthodes de lutte contre les CHE en Asie. Il en résulte que les parties prenantes ne sont pas en mesure de faire des choix basés sur des méthodes prouvées, mais plutôt en s'appuyant sur des études mal conçues ce qui perpétue le problème. La science eu égard l'écologie des éléphants et la mitigation des CHE doit être améliorée en Asie et les connaissances partagées.

Jusqu'à présent, les gouvernements ont été les principaux intervenants en matière de gestion des CHE et de recherche de solutions. En réalité, cette problématique implique plusieurs acteurs clés, tels que les agriculteurs, leurs communautés, les chercheurs, les ONG et les différents paliers gouvernementaux, tant au niveau local, national ou international. Il est nécessaire que les efforts de ces parties prenantes soient harmonisés afin de développer des stratégies durables pour réduire les CHE en Asie. Les efforts devront non

seulement se baser sur la science, mais également sur des politiques et des outils législatifs solides tant au niveau régional, national que transfrontalier.

Des solutions telles que l'aménagement du territoire peuvent gérer les CHE sur une longue portée. Cet outil s'attaque aux causes du problème au lieu des symptômes, tels que la déforestation et l'empiètement des activités agricoles dans l'habitat essentiel des éléphants. L'aménagement du territoire doit comprendre la création de zones tampons entre les terres agricoles et les habitats. Il doit aussi inclure l'aménagement de corridors migratoires pour les éléphants et, puisque ces animaux ne reconnaissent aucunement les frontières géopolitiques, cette gestion doit parfois être harmonisée entre plusieurs pays. Mais les projets d'aménagement du territoire ne peuvent être un succès sans la participation active des communautés locales, qui ont un rôle clé à jouer dans la réduction des CHE. Dans de tels contextes, la perception des gens envers les éléphants est améliorée. Il serait aussi d'intérêt aux décideurs asiatiques de bonifier les programmes de compensation et d'assurances afin d'améliorer la perception des agriculteurs quant aux éléphants, mais également, pour augmenter leur qualité de vie. Les agriculteurs pourraient aussi bénéficier d'un programme de primes pour coexister avec les éléphants.

J'espère que cet essai a pu apporter un nouvel angle à la problématique des CHE asiatiques. Les recommandations ne sont pas une prescription définitive, mais pourraient servir de tremplin pour des stratégies futures et réduire les CHE en Asie. Aussi longtemps que les humains et les éléphants partagent le même territoire, les CHE seront inévitables et ne peuvent qu'être atténués. Les éliminer complètement est impossible (Sitati *et al*, 2003; Chong & Dayang Norwana, 2005). Cependant, cette dernière affirmation soulève une question importante : quel niveau de réduction des CHE peut-être considérés un succès? Quel objectif désirons-nous atteindre? À quel pourcentage désirons-nous réduire les CHE et devons-nous comparer les résultats obtenus à des données de base? Ceci est un débat essentiel pour assurer un avenir aux éléphants en Asie et les humains qui les côtoient. En somme, il est primordial que les pays de l'aire de distribution de l'éléphant d'Asie partagent une vision concertée pour atténuer les CHE en Asie, vision à laquelle tous les pays de l'aire de distribution de l'éléphant d'Asie doivent s'engager.

## LISTE DES RÉFÉRENCES

- A Rocha India (2006). A study on human-elephant conflict issues at the Banerghatta National Park, Karnataka. Technical Report, A Rocha India, Bangalore South, India, 26 pages.
- Adams, T. S., Chase, M. J., Rogers, T. L., & Leggett, K. E. (2016). Taking the elephant out of the room and into the corridor: can urban corridors work? *Oryx*, vol. 52, no. 2, p.347-353.
- Ahlering, M.A., Hedges, S., Johnson, A., Tyson, M., Shcuttler, S.G. & Eggert, L.S. (2011). Genetic diversity, social structure and conservation value of the elephants of the Nakai Plateau, Lao PDR, based on non-invasive sampling. *Conservation Genetics*, vol. 11, p. 413-422.
- Alfred, R., Ahmad, A.H., Payne, J., Williams, C. & Ambu, L. (2010) Density and population estimation of the Bornean elephants (*Elephas maximus borneensis*) in Sabah. *OnLine Journal of Biological Sciences*, vol. 10, p. 92-102.
- Alfred, R., Ambu, L., Senthivel, K.S.S.N., Goossens, B. (2011). Current Status of Asian Elephants in Borneo. *Gajah*, vol. 35, p. 29-35.
- Alfred, R., Ahmad, A.H., Payne, J., Williams, C., Ambu, L.N., How, P.M. & Goossens, B. (2012). Home Range and Ranging Behaviour of Bornean Elephant (*Elephas maximus borneensis*) Females. *PLoS ONE* , vol.7, no.2, e31400. doi:10.1371/journal.pone.0031400
- Allendorf, F.W. & Hard, J.J. (2009). Human-induced evolution caused by unnatural selection through harvest of wild animals. *PNAS*, vol. 106, no. 1, p. 9987-9994.
- Allendorf, T.D., Aung, M., Songer, M. (2012). Using residents' perceptions to improve park-people relationships in Chatthin Wildlife Sanctuary, Myanmar. *Journal of Environmental Management*, vol. 99, p. 36-43.
- Ambu, L.N., Andua, P.M., Sen N., Tuuga A. & Jensen, S.M. (2002). *Asian elephant action plan, Sabah (Malaysia)*. Sabah Wildlife Department, Kota Kinabalu, Malaysia, 46p.
- Angkawanish T., Wajjwalku W., Sirimalaisuwan A., Mahasawangkul S., Kaewsakhorn T., Boonsri K., Rutten V. P. 2010. *Mycobacterium tuberculosis* infection of domesticated Asian elephants, Thailand. *Emerging Infectious Diseases*, vol. 16, p. 1949–1951.
- Areendran, G., Raj, K., Mazumdar, S., & Sharma, A. (2017). Land use and land cover change analysis for Kosi River wildlife corridor in Terai Arc Landscape of Northern India: Implications for future management. *Tropical Ecology*, vol. 58, no, 1, p. 138-149.
- AsERSM. (2006). Asian Elephant Range States Meeting. Kuala Lumpur, Malaysia: IUCN-SSC Report, 48 pages.
- Attané, I. & Barbieri, M. (2009). La démographie de l'Asie de l'Est et du Sud-Est des années 1950 aux années 2000. Synthèse des changements et bilan statistique, *Population*, vol. 64, p. 7-154.
- Arivazhagan, C. & Sukumar, R. (2005). Comparative demography of Asian Elephant populations (*Elephas maximus*) in Southern India. Technical Report No. 106. Center for Ecological Sciences, Indian Institute of Science, Bangalore, India, 42 pages.

- Asimopoulos, S. (2016). *Human-Wildlife Conflict mitigation in Peninsular Malaysia: Lessons learnt, current views and future directions*. Master's Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences Department of Urban and Rural Development, Uppsala, Sweden, 70 pages.
- Asner, G.P., Vaugh, N., Smith, I.P.J. & Levick, S. (2016). Ecosystem-scale effects of megafauna in African savannas. *Ecography*, vol. 39, no. 2, p. 240-252.
- Avinash, K. Phalke, S. & Sulaiman, A. (2015). *A rapid-survey report on the Status of Human Elephant Conflict at a Private Farmland at Gonmaknahalli Village abutting Anchetty Range (Hosur Forest Division – Tamilnad*. A Rocha India, Bangalore South, India, 17 pages.
- Azmi, W. & Guyanardi, D. (2011). Current status of Asian elephants in Indonesia. *Gajah*, vol. 35, p. 55-61.
- Aziz, M.A. (2002). *Ecology of Asian elephants, Elephas maximus, and its interaction with man in the Chittagong Hill Tracts*. M.Sc. Thesis, Department of Zoology, Jahangirnagar University, India. 286 pages.
- Aziz, A., Shamsuddoha, M., Mniruddin, M., Mahbub, H., Sarker, R. & Islam, A. (2016). Border Fence and Human-Elephant Conflict in Northern Bangladesh: Implications for Bilateral Collaboration towards elephant conservation. *Gajah*, vol. 45, p. 12-19.
- Bal, P., Nath, C.D., Nanaya, K.M., Kishalappa, C.G. & Garcia, C. (2011). Erratum to: Elephants Also Like Coffee: Trends and Drivers of Human–Elephant Conflicts in Coffee Agroforestry Landscapes of Kodagu, Western Ghats, India. *Environmental Management*, vol. 48, p. 263–275
- Balasubramanian, M., Baskaran, N., Swaminathan S., and Desai, A.A. (1995). Crop raiding by Asian elephant (*Elephas maximus*) in the Nilgiri Biosphere Reserve, South India. *In: Daniels, J.C. & Datye, H.S. A Week with Elephants* (p.350-367). Bombay Natural History Society, India.
- Balfour, D., Dublin, H.T., Fennessy, J., Gibson, D., Niskanen, L. and Whyte, I.J. (Eds.). 2007. *Review of Options for Managing the Impacts of Locally Overabundant African Elephants*. IUCN, Gland, Suisse, 80 pages.
- Bandara, R. & Tisdell, C. (2003). Comparison of rural and urban attitudes to the conservation of Asian elephants in Sri Lanka: empirical evidence. *Biological Conservation*, vol. 110, p. 327-342.
- Barnes, R.F.W., Barnes, K.L., Alders, M.P.T. & Blom, A. (1991) Man determines distribution of elephants in the rainforest of north-eastern Gabon. *African Journal of Ecology*, vol. 29, p. 54-63.
- Barnes, R.F.W. (2008). The design of crop raiding studies. *Gajah*, vol. 28, p. 4-7.
- Barua, M. (2010). Whose issue? Representations of human-elephant conflict in Indian and international media. *Science Communication*, vol. 32, p. 55-75.
- Barua, M., Bhagwat, S. A., & Jadhav, S. (2013). The hidden dimensions of human–wildlife conflict: health impacts, opportunity and transaction costs. *Biological Conservation*, vol. 157, p. 309-316.
- Barua, M. (2014). Volatile ecologies: towards a material politics of human-elephant relations. *Environment and Planning*, vol. 46, p. 1462-1478.
- Baruch-Mordo, S., Breck, S. W., Wilson, K. R., & Broderick, J. (2009). A tool box half full: how social science can help solve human–wildlife conflict. *Human Dimensions of Wildlife*, vol.14, no.3, p.219-223.

- Baskaran, N., Balasubramanian, S., Swaminathan, S. & Desai, A.A. (1995). Home range of elephants in the Nilgiri Biosphere Reserve, south India. *In: Daniel, J.C. & Datye, H.S. A Week With Elephants*, (296–313A) Bombay Natural History Society, India.
- Baskaran, N. & Desai, A.A. (1996). Ranging behaviour of the Asian elephant (*Elephas maximus*) in the Nilgiri biosphere reserve, South India. *Gajah*, vol. 15, p. 41-57.
- Baskaran, N., Surendra, V., Sar, C.K. & Sukumar, R. (2011) Current Status of Asian Elephants in India. *Gajah*, vol. 35, p. 48-54.
- Baskaran, N. (2013). An overview of Asian Elephants in the Western Ghats, Southern India: Implications for the conservation of Western Ghats ecology. *Journal of Threatened Taxa*, vol. 5, no. 14, p. 4854-4870.
- Bath, A.J., Olszanska, A. & Okarma, H. (2009). From a human dimensions perspective, the unknown large carnivore: Public attitudes toward Eurasian lynx in Poland. *Human dimensions of wildlife*, vol. 13, no.1, p. 31-46.
- Begley, C. (2006). A report on the elephant situation in Burma. EleAid International, London, England, 42 pages.
- Bist, S.S. (2002). An overview of elephant conservation in India. *The Indian Forester*, vol. 128, p. 121-136.
- Bist, S.S. (2006). Elephant conservation in India-an overview. *Gajah*, vol. 25, p. 27-35.
- Blackburn, S., Hopcraft, J.G.C., Ogotu, J.O., Matthiopoulos, J. & Frank, L. (2016). Human–wildlife conflict, benefit sharing and the survival of lions in pastoralist community based conservancies. *Journal of Applied Ecology*, vol.53, p.1195–1205.
- Blake, S. & Inkamba-Nkulu, C. (2004). Fruit, minerals, and forest elephant trails: do all trails lead to Rome? *Biotropica*, vol. 36, p. 392-401.
- Blake, S. & Hedges, S. (2004) Sinking the flagship: the case of forest elephants in Asia and Africa. *Conservation Biology*, vol. 18, p. 1191-1202.
- Blake, S., Deem, S.L., Mossimbo, E., Maisels, F. & Walsh, P. (2009). Forest Elephants: Tree Planters of the Congo. *Biotropica*, vol. 41, no. 4, p. 459-468.
- Blanc, J., Hedges, S., Miliken, T., & Skinner, D. (2011). Status of elephant populations, levels of illegal killing and the trade in ivory: A report to the standing committee of CITES, SC61, Doc. 44.2 Annex I, *In: 61<sup>st</sup> Meeting of the CITES Standing Committee*, CITES, Geneva.
- Blanc J., Barnes, R.F.W., Craig, G.C., Dublin, H.T., Thouless, C.R., Douglas-Hamilton, I. & Hart, J.A. (2007). African Elephant Status Report 2007: An update from the African Elephant Database. SSC Occasional Paper Series 33. IUCN, Gland, Switzerland.
- Blanc, J.(2008). *Loxodonta africana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T12392A3339343. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T12392A3339343> //Page consultee pour la première fois le 10 août, 2016.
- Boominathan, D., N. Mohanraj, T. Aziz & A. Desai (2008). *Management of the Asian elephant in the Nilgiris and Eastern Ghats: human-elephant conflict in Somwarpet Subdivision (Madikeri Forest Division, WWF Areas, New Delhi, India, 42 pages.*



- Bradshaw, G. A., Schore, A. N., Brown, J. L., Poole, J. H., & Moss, C. J. (2005). Elephant breakdown. *Nature*, vol. 433, no. 7028, p. 807-807.
- Bradshaw, G. & Schore, A.N. (2006). How elephants are opening doors: Developmental Neuroethology, Attachment and Social Context. *Ethology*, vol. 113, p. 426-436.
- Brinkhoff T (2011) City Population. [www.citypopulation.de](http://www.citypopulation.de) // page consultee pour la première fois le 11 décembre 2016.
- Bulte, H.E. & Rondeau, D.A.N.I. (2005). Why compensation wildlife damages may be bad for conservation. *Journal of Wildlife Management*, vol. 69, p. 14-19.
- Butt, B, & Turner, M.D., (2012). Clarifying competition: the case of wildlife and pastoral livestock in East Africa. *Pastoralism: Research, Policy and Practice*, vol. 8, no. 2.p. 1-15.
- Campilan, R. (2004). Making participator monitoring and evaluation PM&E work: thirteen vignettes from the field. In: Limson, S. *Self-Assessment: Participatory Dimensions of Project Monitoring and Evaluation* (p. 124-134). Los Banos, UPWARD.
- Campos-Arceiz, A., Larrinaga, A.R., Weerasinghe, U.R., Takasaki, S., Pastorini, J., Leimgruber, P., Fernando, P. & Santamaria, L. (2008). Behavior rather than diet mediates seasonal differences in seed dispersal by Asian Elephants. *Ecology*, vol. 89, no. 10, p. 2684-2691.
- Campos-Arceiz, A. (2009), Shit Happens (to be Useful)! Use of Elephant Dung as Habitat by Amphibians. *Biotropica*, vol. 41, p. 406–407.
- Campos-Arceiz, A., Takasaki, S., Ekanayaka, S.K.K. & Hasegawa, T. (2009). The human-elephant conflict in Southeastern Sri-Lanka: Type of damage, seasonal patterns and sexual differences in the raiding behaviour of elephants. *Gajah*, vol. 31, p. 5-14.
- Campos-Arceiz, A., & Blake, S. (2011). Megagardeners of the forest—the role of elephants in seed dispersal. *Acta Oecologica*, vol. 37, no.6, p. 542-553.
- Cao Thi Ly (2011). Current status of Asian Elephants in Vietnam. *Gajah*, vol. 35, p. 104-109.
- Chadwick, D.H. (1994). *The fate of the elephant*. Sierra Club, San Francisco, California, U.S.A, 492 pages.
- Chaiyarat, R., Youngpoy, N. & Prempre, P. (2015). Wild Asian elephant *Elephas maximus* population in Salakpra Wildlife Sanctuary, Thailand. *Endangered Species Research*, vol.29, no. 2, p. 95-102.
- Chandran, P. M. (1990). Population dynamics of elephants in Periyar Tiger Reserve. In: C. K. Karunakaran, *Proceedings of the Symposium on Ecology, Behaviour and Management of Elephants in Kerala*, (51-56), Kerala Forest Department, Trivandrum, India.
- Chang, A., de Souza, N., Muya, J., Keyyu, J., Mwakatobe, A., Malugu, L, Ndossi, H.P., Konuche, J., Mondi, R., Mpinge, A., Hahn, N., Palminteri, S. & Olson, D. (2016). Scaling-up the use of chili fences for reducing human-elephant conflict across landscapes in Tanzania. *Tropical Conservation Science*, vol. 9, no, 2, p. 921-930.
- Chartier, L., Zimmermann, A. & Ladle, R.J. (2011). Habitat loss and human–elephant conflict in Assam, India: does a critical threshold exist? *Oryx*, vol. 45, no.4, p. 528–33.

- Chatterjee, N.D. (2016). *Man –elephant conflict: a case study from forests in West Bengal, India*. Springer, Geneva, Switzerland, 178 pages.
- Chellia, K., Bukka, H. & Sukumar, R. (2013). Modeling harvest rates and numbers from age and sex ratios: A demonstration for elephant populations. *Biological Conservation*, vol. 165, n. 2013, p. 54-61.
- Chellia, K. & Sukumar, R. (2016). Response to Puyravaud and Davidar (culling of Asian elephants an overextension of population modelling. *Biological Conservation*, vol. 201, p. 424.
- Chen, J. Dng, X. Zhang, L. & Bai, Z. (2006). Diet composition and foraging ecology of Asian elephants in SHangyong, Xishuangbanna, China. *Acta Ecologica Sinica*, vol 26. P. 309-316.
- Chen, S., Yi, Z.F., Campos-Arceiz, A., Chen, M.Y. & Webb, E.L. (2013). Developing a spatially explicit, sustainable and risk-based insurance scheme to mitigate human-wildlife conflict. *Biological Conservation*, vol. 168, p. 31-39.
- Chen, Y., Marino, J., Chen, Y., Tao, Q., Sullivan, C.D., Shi, K. & MacDonald, D.W. (2016) Predicting Hotspots of Human-Elephant Conflict to Inform Mitigation Strategies in Xishuangbanna, Southwest China. *PLoS ONE*, vol. 11, no. 9, e0162035. doi:10.1371/journal.pone.0162035.
- Chiyo, P. I., Cochrane, E. P., Naughton, L., & Basuta, G. I. (2005). Temporal patterns of crop raiding by elephants: A response to changes in forage quality or crop availability? *African Journal of Ecology*, vol. 43, no, 1, p. 48–55.
- Chiyo P.I., & Cochrane, E.P. (2005). Population structure and behaviour of crop-raiding elephants in Kibale National Park, Uganda. *African Journal of Ecology*, vol. 43, p. 233-241.
- Chiyo, P.I., Lee, P.C., Moss, C.J., Archie, E.A., Hollister-Smith, J.A. & Alberts, S.C. (2011). No risk, no gain: effects of crop raiding and genetic diversity on body size in male elephants *Behavioral Ecology* doi:10.1093/beheco/arr016.
- Chong, D. K. F. & Dayang Norwana, A. A. B. (2005). *Guidelines on the Better Management Practices for the Mitigation and Management of Human-Elephant Conflict in and around Oil-Palm Plantations in Indonesia and Malaysia, Final Draft*. WWF-Malaysia, Petaling Jaya, 36 pages.
- Choudhury, A. (2004). Human elephant conflicts in Northeast India. *Human Dimensions of Wildlife*, vol. 9, no. 4, p. 261-270.
- Choudhury, A. (2007). Impact of border fence along India-Bangladesh border on elephant movement. *Gajah*, vo. 26, p. 27-30.
- Choudhury, A., Lahiri Choudhury, D.K., Desai, A., Duckworth, J.W., Easa, P.S., Johnsingh, A.J.T., Fernando, P., Hedges, S., Gunawardena, M., Kurt, F., Karanth, U., Lister, A., Menon, V., Riddle, H., Rübel, A. & Wikramanayake, E. (IUCN SSC Asian Elephant Specialist Group). (2008). *Elephas maximus*. The IUCN Red List of Threatened Taxa, [www.iucnredlist.org/details/7140/0](http://www.iucnredlist.org/details/7140/0) // page consultée pour la première fois le 5 juillet 2016.
- Chowdhury, A. N., & Jadhav, S. (2012). 52 Eco-psychiatry: Culture, Mental Health and Ecology with Special Reference to India. *Community and mental health in India*, vol. 52, p.521-542.

- Chowdhury, M. S. H., Koike, M., Rana, P., & Muhammed, N. (2013). Community development through collaborative management of protected areas: evidence from Bangladesh with a case of Rema-Kalenga Wildlife Sanctuary. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, vol.20, no. 1, p. 63-74.
- CITES (Convention on International Trade of Endangered Species) (2016). Illegal trade in live elephants: a review of current legislative, regulatory, enforcement, and other measures across range States. CoP17. Doc. 57.1 Annex 5, United Nations Environment Program, Nairobi, Kenya, 61 pages.
- Cooney, R., Freese, C., Dublin, H., Roe, D., Mallon, D., Knight, M. & Buyanaa, C. (2017). The baby and the bathwater: trophy hunting, conservation and rural livelihoods. *Unasylva*, vol. 68, no.1, p. 1-16.
- Corea, R., Dharmasiri, N., Fernando, C. & Corea, C. (2007). *Establishing alternative incomes through agricultural diversification to develop economic buffers for communities with human-elephant conflicts*. Project Orange Elephant-interim report. Sri Lanka Wildlife Conservation Society, Dehiwala, Sri Lanka, 21 pages.
- Cox B (2012). *An Overview of our Work from 2006-12*. Elephant Conservation Network, Thailand, 15 pages.
- Cranbrook, Earl of, Payne, J. & Leh, C. M. U. (2008). Origin of the elephants *Elephas maximus* L. of Borneo. *Sarawak Museum Journal*. LXIII: 84.
- Cumming, D.H.M. (1982). The influence of large herbivores on savanna structure in Africa. *Ecological Studies*, vol. 42, p. 392-408.
- Daniel, J.C. (1995). *Ecology of the Asian Elpehant. Final Report (1987-1992)*. Bombay Natural History Society, Bombay, Inde, 95, p.
- Daniel, J.C., Mnakadan, R., Swaminathan, S., Ramesh Babu, M., Balasubramanian, G., Desai, A. & Mohan Raj, N. (2008). *The population, distribution, habitat and problems of the Asian elephant Elephas maximus in Andhra Pradesh, India*. Bombay Natural History Society and U.S. Fish and Wildlife Service. Final Report. 46 pages.
- Das, J.P., Lahkar, B.P. & Talukdar, B. (2012). Increasing trend of human elephant conflict in Golaghat District, Assam, India: Issues and concerns. *Gajah*, vol. 37, p. 43-48.
- Datta-Roy, A., Ved, N., & Williams, A. C. (2009). Participatory elephant monitoring in South Garo Hills: efficacy and utility in a human-animal conflict scenario. *Tropical Ecology*, vol. 50, no.1, p. 163-171,
- Davies, T. E., Wilson, S., Hazarika, N., Chakrabarty, J., Das, D., Hodgson, D. J., & Zimmermann, A. (2011). Effectiveness of intervention methods against crop-raiding elephants. *Conservation Letters*, vol. 4, no. 5, p. 346-354.
- Dayte, H.S. & Baghwat, A.M. (1995). Home range of elephants in fragmented habitats of central India. *Journal of the Bombay Natural History Society*, vol. 92, p. 1-10.
- Debata, S., Bandola, R., Sahu, H.K, Rout, S., & Misha, R.K. (2013). Land sharing patterns of Asian Elephants with humans in the Hadgarb-Kuldiha elephant corridor. *Gajah*, vol. 39, p. 50-53.
- Desai, A.A. & Riddle, H.S. (2015). Human-Elephant conflict in Asia. Asian Elephant Support, 92 pages.

- de Silva, S., Ranjeewa, A. D., & Weerakoon, D. (2011). Demography of Asian elephants (*Elephas maximus*) at Uda Walawe National Park, Sri Lanka based on identified individuals. *Biological Conservation*, vol. 144, no.5, p. 1742-1752.
- De Silva, S., & Wittemyer, G. (2012). A comparison of social organization in Asian elephants and African savannah elephants. *International Journal of Primatology*, vol. 33, no.5, p. 1125-1141.
- de Silva, S., Webber, C. E., Weerathunga, U. S., Pushpakumara, T. V., Weerakoon, D. K., & Wittemyer, G. (2013). Demographic variables for wild Asian elephants using longitudinal observations. *PloS one*, vol.8, no. 12 e82788.
- de Silva, S., Schmid, V. & Wittemyer (2016). Fission–fusion processes weaken dominance networks of female Asian elephants in a productive habitat, *Behavioral ecology*, arw153v1-arw153.
- de Silva, S. (2016). Need for longitudinal studies of Asian wildlife in the face of crises. *Global Ecology and Conservation*, vol. 6, p. 276-285.
- Dhingra, N., Jha, P., Sharma, V.P., Cohen, A.A., Jotkar, R.M., Rodriguez, P.S., Bassani, D.G., Suraweera, W., Laxminarayan & R., Peto, R. (2010). Adult and child malaria mortality in India: a nationally representative mortality survey. *The Lancet*, vol. 376, p. 1768–1774
- Dixon, A.B., Hailu, A., Semu, T. & Taffa, L. (2009). Local responses to marginalisation: human–wildlife conflict in Ethiopia’s wetlands. *Geography*, vol. 94, p. 38–47.
- Douglas-Hamilton, I. (1972). *On the ecology and behaviour of the African Elephant*. D. Phil. Thesis. University of Oxford, U.K., 276 pages.
- Doyle, S., Groo, M., Sampson, C., Songer, M., Jones, M. & Leimbruber, P. (2010). Human-Elephant Conflict: What can we learn from the news? *Gajah*, vol. 32, p. 14-20.
- Dublin, H.K. (1983). Cooperation and reproductive competition among female African elephants. In: Wasser, S.K. *Social behavior of female vertebrates*, (291-313). Academic Press, New York, N.Y., USA.
- Dublin, H, Niskanen, L. (2003). *IUCN/SSC AfESG Guidelines for the in situ Translocation of the African Elephant for Conservation Purposes*. Gland, Switzerland, 32 pages.
- Dublin, H., Desai, A.A., Hedges, S., Vié, J.C., Bambaradeniya, C. & Lopez, A. (2006) Asian Elephant Range States Meeting, 24–26 January 2006, Kuala Lumpur, Malaysia Report. In: IUCN, *Species Survival Commission* (p.32-57), Elephant Range States Meeting, Kuala Lumpur.
- Duer, C., Tomasi, T. & Abramson, C.I. (2016). Reproductive endocrinology and musth indicators in a captive Asian elephant (*Elephas maximus*). *Psychological Reports*, Vol.119, No. 3. Pages 839-860.
- Duffy, Rosaleen, & Lorraine Moore. 2010. “Neoliberalising Nature? Elephant-Back Tourism in Thailand and Botswana.” *Antipode*, vol. 42, no. 3, p. 742–766.
- Dutta, H., Singha, H., Kumar Dutta, B., Panna, D. & Kumar Dar, A. (2016). Human-wildlife Conflict in the Forest Fringe Villages of Barak Valley, Assam, India. *Journal of Human Ecology*, vol. 55, no. 2, p. 104-110.

- Ekanayaka, S.K.K., Campos-Arceiz, A., Rupasinghe, M., Pastorini, J. & Fernando, P. (2011). Patterns of Crop Raiding by Asian Elephants in a Human-Dominated Landscape in Southeastern Sri Lanka. *Gajah*, vol. 34, p. 20-25.
- Eltringham, S.K. (1991) *The Illustrated Encyclopaedia of Elephants: From their origins and Evolution to their Ceremonial and Working Relationship with Man* Salamander, London, United Kingdom.
- Engel, C. (2002). *Wild Health*. Houghton Mifflin Co., New York, N.Y., U.S.A., 276 pages.
- English, M., Gillespie, G., Ancrenaz, M, Ismail, S., Goossens, B., Nahtan, S & Linklater, W. (2014). Foraging site recursion by forest elephants *Eephas maximus borneensis*. *Current Zoology*, vol 60. p. 551-559.
- English, M., Gillespie, G., Goossens, B., Ismail, S., Ancrenaz, M., & Linklater, W. (2015). Recursion to food plants by free-ranging Bornean elephant. *PeerJ*, vol.3, e1030.
- ECCC (Environnement Canada et Changements Climatiques (2014). WAPPRIITA Rapport Annuel 2014. Environnement Canada et Changements Climatiques, Gatineau, Québec, Canada, 12 pages.
- ECCC (Environnement Canada et Changements Climatiques (2015). Détails d'espèce : Éléphant D'Asie. <http://ec.gc.ca/cites/listedesespeces-specieslist/index.cfm?lang=Fr&fuseaction=species.swDetailedInfo&code=593&src=text>. //Page consultée pour la première fois le 15 aout, 2016.
- Environnement Canada et Changements Climatiques (ECCC) (2016). Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial <http://www.ec.gc.ca/CITES/default.asp?lang=Fr&n=18F4A0BC-1>. //Page consultée pour la première fois le 15 aout, 2016.
- Estes, J. G., Othman, N., Ismail, S., Ancrenaz, M., Goossens, B., Ambu, L. N. & Palmiotto, P. A. (2012). Quantity and configuration of available elephant habitat and related conservation concerns in the Lower Kinabatangan floodplain of Sabah, Malaysia. *PloS one*, vol.7, no.10, e44601.
- Evans, K. (2006). *The behavioural ecology and movements of adolescent male African elephants (Loxodonta africana) in the Okavango Delta, Botswana*. Ph.D. Thesis, University of Bristol, United Kingdom, 185 pages.
- Evans, K. & Harris, S. (2008). Adolescence in male African elephants (*Loxodonta Africana*) and the importance of sociality. *Animal Behavior*, vol. 76, p. 779-787.
- Fakir, S. (2004). *Notes on the ethics of elephant culling*. IUCN, South Africa, 12 pages.
- FAO (Food and Agriculture Organization) (2002). *Giants on Our Hands: Proceedings of the International Workshop on the Domesticated Asian Elephant*. FAO, Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand. 278 pages.
- Ferguson K. & Hanks J. (2012). The effects of protected area and veterinary fencing on wildlife conservation in southern Africa. *PARKS*, vol.18, p. 1–12.
- Fernando, P. & Lande, R. (2000) Molecular genetic and behavioural analysis of social organization in the Asian elephant (*Elephas maximus*). *Behavioral and Ecological Sociobiology*, vol. 48, pages 84–91.

- Fernando, P., Vidya, T.N.C., Payne, J., Stuewe, M., Davison, G., Alfred, R.J., Andau, P., Bosi, E., Kilbourn, A. & Melnick, D.J. (2003). DNA analysis indicates that Asian elephants are native to Borneo and are therefore a high priority for conservation. *PLoS*, vol.3, p.382-388.
- Fernando, P., Wikramanayake, E.D., Janaka, H.K., Jayasinghe, L.K.A., Gunawardena, M., Kotagama, S.W., Weerakoon, D. and Pastorini, J., (2008a). Ranging behavior of the Asian elephant in Sri Lanka. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, vol. 73, no. 1, p. 2-13.
- Fernando, P., Kumar, M.A., Williams, A.C., Wikramanayake, E., Aziz, T. & Singh, S. (2008b). Review of Human-Elephant Conflict Mitigation Measures Practiced in South Asia (AREAS Technical Support Document Submitted to World Bank). World Bank-WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use, Geneva, Switzerland, 45 pages.
- Fernando, P. (2010). Whose responsibility is it? *Gajah*, vol. 32, p. 1-2.
- Fernando, P. (2011). Elephants in Sri Lanka: past present and future. *Loris*, vol. 22, no.2 p. 38-44.
- Fernando, P. & Pastorini, J. (2011). Range-wide status of Asian Elephants. *Gajah*, vol. 35, p. 15-20.
- Fernando, P., Jayewardene, J., Prasad, T., Hendavithrana, W., & Pastorini, J. (2011). Current Status of Asian Elephants in Sri Lanka. *Gajah*, vol. 35, p. 93-103.
- Fernando, P. & Leimgruber, P. (2011). Asian elephants and dry forests. In: McShea, W.J., Davies, S.J., Phumpakphan, N. & Pattanavibool, A., *The ecology and conservation of seasonally dry forests in Asia* (p. 151-163). Smithsonian Institution Scholarly Press, Washington, D.C.
- Fernando, P., Leimgruber, P., Prasad, T. & Pastorini, J. (2012). Problem-Elephant Translocation: Translocating the Problem and the Elephant? *PLoS ONE*, vol. 7, no. 12: e50917. doi:10.1371/journal.pone.0050917.
- Fernando, P. (2015). Managing elephants in Sri Lanka: where we are and where we need to be. *Ceylon Journal of Science (Biological Sciences)*, vol. 44, no.1, p. 1-11.
- Fernando, P., Jayasinghe, L.A., Rahula Perera, R.A. Weeratunga, V., Kotagama, S.W., & Pastorini, J. (2016). Diet component estimation in Asian Elephants by microhistological faecal analysis. *Gajah*, vol. 44, p. 23-29.
- Ferraro, P.J. (2001). Global habitat protection: limitations of development interventions and a role for conservation performance payments. *Conservation Biology*, vol. 15, p. 990-1000.
- Ferraro, P.J. & Kiss, A. (2002). Direct payments to conserve biodiversity. *Science*, vol.298, p. 1718-1719.
- Foerder, P., Galloway, M., Barthel, T., Moore, D.E. & Reiss, D. (2011). Insightful problem solving in an Asian Elephant. *PLoS One*, vol. 6, no. 8 , e23251.
- Fowler, M.E. & Mikota, S.K. (2008). *Biology, Medicine and Surgery of Elephants*. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, USA. 565 pages.
- Fox J., Truong D. M., Rambo A. T., Tuyen N. P., Cuc L. T. & Leisz S. (2000). Shifting cultivation: A new old paradigm for managing tropical forests. *BioScience*, vol. 50, p. 521–528.

- Frank, B., Monaco, A. & Bath, A.J. (2015). Beyond standard wildlife management: a pathway to encompass human dimensions findings in wild boar management. *European Journal of Wildlife Research*, vol. 61, p. 723-730.
- Gandiwa, E., Magwati, T., Zisadza, P., Chinuwo, T. & Tafangenyasha C. (2011). The impact of African elephants on *Acacia tortilis* woodland in northern Gonarezhou National Park, Zimbabwe. *Journal of Arid Environments*, vol. 75, p. 809–814.
- Gangadharan, A., Vaidyanathan, S., & Clair, C. C. S. (2017). Planning connectivity at multiple scales for large mammals in a human-dominated biodiversity hotspot. *Journal for Nature Conservation*, vol. 36, p. 38-47.
- Gheerbrant, E. (2009). Paleocene emergence of elephant relatives and the rapid radiation of African ungulates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol. 106, no. 26, p. 10717–10721.
- Ghosal, R., Ganswindt, A., Seshagiri, P.B. & Sukumar, R., (2013). Endocrine correlates of musth in free-ranging Asian elephants (*Elephas maximus*) determined by non-invasive faecal steroid hormone metabolite measurements. *PlosOne*, vol. 12, no. 8: e84787.
- Godfrey, A., & Kongmuang, C. (2009). Distribution, demography and basic husbandry of the Asian elephant in the tourism industry in Northern Thailand. *Gajah*, vol. 30, p. 13-8.
- Goodwin, T. E., Harelimana, I. H., MacDonald, L. J., Mark, D. B., Juru, A. U., Yin, Q. & Shoemaker, J. D. (2016). The Role of Bacteria in Chemical Signals of Elephant Musth: Proximate Causes and Biochemical Pathways. *Chemical Signals in Vertebrates*, vol. 13, p. 63-85
- Gongal, G., & Wright, A. (2011). Human Rabies in the WHO Southeast Asia Region: Forward Steps for Elimination. *Advances in Preventive Medicine*, doi:10.4061/2011/383870
- Gore, M.L. & Kahler, J.S. (2012). Gendered Risk Perceptions Associated with Human-Wildlife Conflict: Implications for Participatory Conservation. *PLoS ONE*, vol. 7, no. 3: e32901. doi:10.1371/journal.pone.0032901
- Goswami, V.R., Madhusudan, M.D. & Karanth, K.U. (2007). Application of photographic capture-recapture modelling to estimate demographic parameters for male Asian elephants. *Animal Conservation*, vol 10, p. 391-399.
- Goswami, V.R., Vasudev, D. & Oli, M.K. (2014a). The importance of conflict induced mortality for conservation planning in áreas of human-elephant co-occurrence. *Biological Conservation*, vol. 176, p. 191-198.
- Goswami, V.R., Medhi K., Nichols, J.D. & Oli, M.K. (2014b). Mechanistic understanding of human-wildlife conflict through a novel application of dynamic occupancy models. *Conservation Biology*, vol. 29, no. 4, p. 1100-1110.
- Graham, M.D. & Ocheng, T. (2008). Uptake and performance of farm-based measures for reducing crop raiding by elephants *Loxodonta africana* among smallholder farms in Laikipia District, Kenya. *Oryx*, vol. 42, p. 76–82.
- Graham, M.D., Douglas-Hamilton, I., Adams, W.M. & Lee, P.C. (2009a). The movement of African elephants in a human-dominated land-use mosaic. *Animal Conservation*, vol. 12, p. 445-55.

- Graham, M.D., Gichohi, N., Kamau, F., Aike, G., Craig, B., Douglas-Hamilton, I. & Adams, W.M. (2009b) The Use of Electrified Fences to Reduce Human Elephant Conflict: A Case Study of the Ol Pejeta Conservancy, Laikipia District, Kenya. Working Paper 1, Laikipia Elephant Project, Nanyuki, Kenya, 18 pages.
- Graham, M. D., Notter, B., Adams, W. M., Lee, P. C., & Ochieng, T. N. (2010). Patterns of crop-raiding by elephants, *Loxodonta africana*, in Laikipia, Kenya, and the management of human–elephant conflict. *Systematics and Biodiversity*, vol. 8, no. 4. p. 435-445.
- Gray, T. N., Vidya, T. N. C., Maxwell, A. L., Bharti, D. K., Potdar, S., Channa, P., & Sovanna, P. (2011). *Using fecal-DNA and capture-mark-recapture to establish a baseline Asian elephant population for the Eastern Plains Landscape, Cambodia*. WWF Greater Mekong Cambodia Country Program, Phnom Pehn, Cambodia, 67 pages.
- Griffin, K.E. (2015). *Does Gender Matter? Human Elephant Conflict in Sri Lanka: A Gendered Analysis of Human Elephant Conflict and Natural Resource Management in a Rural Sri Lankan Village*. Dissertations and Theses. Paper 2533, Portland State University, Portland, Oregon, 85 pages.
- Gross, J. E., C. Zank, N. T. Hobbs, & Spalinger, D.E. (1995). Movement rules for herbivores in spatially heterogeneous environments: Responses to small scale pattern. *Landscape Ecology*, vol. 10, p. 209–217.
- Gubbi, S. (2012). Patterns and correlates of human–elephant conflict around a south Indian reserve. *Biological Conservation*, vol. 148, no.1, p. 88-95.
- Gubbi, S., Swaminath, M.H., Poornesha, H.C., Baht, R. & Raghunath, R. (2014). An elephantine challenge: human–elephant conflict distribution in the largest Asian elephant population, southern India. *Biodiversity Conservation*, vol. 23, p. 633-647.
- Gunaratne, L. H. P., & Premaratne, P. K. (2005). *Effectiveness of electric fencing in mitigating human-elephant conflict in Sri Lanka*. EEPSEA, IDRC Regional Office for Southeast and East Asia, Singapore, SG, 25 pages.
- Guo, X.M., Yang, Z.B., Wang, L.X., & Zhao, J.W. (2012). Causes and mitigating strategies for human-elephant conflicts in Xishuangbanna Prefecture. *Forest Intervention Planning*, vol. 37, 103-126.
- Gupta, M., Ravindranath, S., Prasad, D. & Vidya, T.N.C. (2016). Short-term seriation in sex-ratio estimates of Asian Elephants due to space use differences between the sexes. *Gajah*, vol. 44, p. 5-15.
- Gureja, N., Menon, V., Sarkar, P. & Kyarong, S.S. (2002). *Ganesha to Bin Laden: human-elephant conflict in Sonitpur district of Assam*. Wildlife Trust of India, New Delhi, India, 45 pages.
- Hall-Martin, A.J. 1992. The question of culling. *Elephants*, p. 194–201.
- Hance, J. (2013). Unidentified toxin caused the deaths of Borneo elephant. <https://news.mongabay.com/2013/04/unidentified-toxin-caused-the-deaths-of-borneo-elephants/> // Page consultée pour la première fois le 20 avril 2017.
- Happold, D.C.D. (1995). The interactions between humans and mammals in Africa in relation to conservation: a review. *Biodiversity and Conservation*, vol. 4, p. 395-414.
- Hart, B.L. & Hart, L.A. (1994). Fly switching by Asian elephants: tool use to control parasites. *Animal Behaviour*, vol. 48, p. 35-45.



- Hart, L.A., O'Connell, C.E. (1998) *Human conflict with African and Asian elephants and associated conservation dilemmas*. Center for Animals in Society in the School of Veterinary Medicine and Ecology. University of California, Davis, Californie, E.U.A., 98 p.
- Hart, B., Hart, L.A. M. McCoy, M. & Sarath, C.R. (2001). Cognitive behaviour in Asian elephants: use and modification of branches for fly switching. *Animal Behavior*, vol. 62, p. 839-847.
- Hart, L.A. (2005). The elephant-mahout relationship in India and Nepal: a tourist attraction. In: Knight, J. *Animals in person: cultural perspectives on human-animal intimacies* (p. 163-190). Berg Publishers, Oxford, U.K.
- Haturusinghe, H.S., & Weerakoon, D.K. (2012). Crop raiding behaviour of elephants in the Northwestern region of Sri Lanka. *Gajah*, vol.36, p. 26-31.
- Hayward, M.W., Hayward, G.J., Druce, D.J. & Graham, I.H.K (2009). Do fences constrain predator movements on an evolutionary scale? Home range, food intake and movement patterns of large predators reintroduced to Addo Elephant National Park, South Africa. *Biodiversity Conservation*, vol. 18, p. 887-904.
- Hayward, A.D., Mar, K.U., Lahdenpera, M. & Lummaa, V. (2014). Early reproductive investment, senescence and lifetime reproductive success in female Asian elephants. *Journal of Evolutionary Biology*, vol. 27, p. 772-83.
- Hedges, S., Tyson, M. J., Sitompul, A. F., Kinnaird, M. F., Gunaryadi, D. & Aslan, D. (2005). Distribution, status, and conservation needs of Asian elephants (*Elephas maximus*) in Lampung Province, Sumatra, Indonesia. *Biological Conservation*, vol. 124, p. 35-48.
- Hedges, S. (2006). Conservation. In: M. E. Fowler & S. K. Mikota, *Biology, Medicine and Surgery of Elephants*, (p.475-490). Blackwell Publishing, Oxford, U.K.
- Hedges, S. & Lawson, D. (2006). *Dung Survey Standards for the MIKE Programme*. CITES MIKE Programme, Central Coordinating Unit, Nairobi, Kenya, 80 pages.
- Hedges, S. & Gunaryadi, D. (2010) Reducing human–elephant conflict: do chillies help deter elephants from entering crop fields? *Oryx*, vol. 44, p. 139–146.
- Hedges, S., (2012). Estimating elephant population density and abundance from dung pile density: theoretical concepts. In: Hedges, S. *Monitoring Elephants and Assessing Threats: a Manual for Researchers, Managers and Conservationists*, (p. 61-111). Universities Press (India) Private Limited, Himayatnagar, India.
- Hefferman, J. (2004). An overview of human-elephant conflict in Cambodia and Vietnam. In: Jayawardene, J. *Endangered Elephants: Past, Present and Future*, (p. 114-117). Biodiversity & Elephant Conservation Trust, Colombo, Sri Lanka.
- Hildebrandt, T.B., Hermes, R., Pratt, N.C., Fritsch, G., Blottner, S., Schmitt, D., Atanakorn, P., Brown, J., Rietschel, W. & Goritz, F. (2000) Ultrasonography of the urogenital tract in elephants (*Loxodonta africana* and *Elephas maximus*): an important tool for assessing male reproductive function. *Zoo Biology*, vol. 19, p. 333–346.

- Hoare, R.E. (2001). Management implications of new research on problem elephants. *Pachyderm*, vol. 30, p. 43-48.
- Hoare, R.E. (2012). Lessons from 15 years of human-elephant conflict mitigation: management considerations involving biological, physical and governance issues in Africa. *Pachyderm*, vol. 51, p. 60-74.
- Hockings, K. & T. Humle, T. (2009). *Lignes directrices pour de meilleures pratiques en matière de prévention et d'atténuation des conflits entre humains et grands singes*. Groupe de spécialistes des primates de la CSE/UICN, Gland, Suisse, 52 pages.
- International Union for the Conservation of Nature (2006). *IUCN Asian Elephant Range States Meeting, 24-26 January 2006*, Kuala Lumpur, Malaysia: Report. Gland, Switzerland, 12 pages.
- International Union for the Conservation of Nature (IUCN) (2008). *Strategic planning for species conservation: An Overview, version 1*. Gland, Switzerland, 22 pages.
- International Fund for Animal Welfare (IFAW), (2005). *The debate on elephant culling in South Africa—an overview*. IFAW, Cape Town, South Africa. 20 pages.
- Ishengoma, D. R. S., Shedlock, A. M., Foley, C. A. H., Foley, L. J., Wasser, S. K., Balthazary, S. T., & Mutayoba, B. M. (2008). Effects of poaching on bull mating success in a free ranging African elephant (*Loxodonta africana*) population in Tarangire National Park, Tanzania. *Conservation Genetics*, vol 9, no. 2, p. 247-255.
- Islam, M.A., Mohsanin, S., Chowdhury, G.W., Chowdhury, S.U., Aziz, M.A., Uddin, M., Saif, S., Chakma, S., Akter, R., Jahan, I. & Azam, I. (2011). Current status of Asian elephants in Bangladesh. *Gajah*, vol. 35, p. 21-24.
- Jackson, T. P., Mosojane, S., Ferreira, S. M., & van Aarde, R. J. (2008). Solutions for elephant *Loxodonta africana* crop raiding in northern Botswana: moving away from symptomatic approaches. *Oryx*, vol. 42, no.1, p. 83-91.
- Jadhav, S. & Barua, M. (2012). The elephant vanishes: impact of human-elephant conflict on people's wellbeing. *Health and Place*. Vol. 18, no. 6, p. 1356-1365.
- Jainudeen, M.R., Katongole, C.B. & Short, R.V. (1972) Plasma testosterone levels in relation to musth and sexual activity in the male Asiatic elephant *Elephas maximus*. *Journal of Reproductive Fertility*, vol. 29, p. 99-103.
- Janzen, D. H., W. Hallwachs, J. Jimenez & Gamez, R. (1993). The role of the parataxonomists, inventory managers, and taxonomists in Costa Rica's national biodiversity inventory. In: Reid, W.V. Laird, S.A., Meyer, C.A., Gamez, R., Stiffenfeld, A., Janzen, D.H., Gollin, M.A. & Juma, C., *Biodiversity Prospecting: Using Generic Resources for Sustainable Development* (p.223-254). World Resources Institute, Washington.
- Jarungrattanapong, R. & Sajjanand, S. (2011). *Analysis of policy options to convert human elephant conflict into human elephant harmony*. Research Report No. 2011-RR14. Economy and Environment Program for Southeast Asia, Singapore, 4 pages.
- Jayanta, D., Dayawansa, P.N., Padmalal, U.K.G.K & Ratnasooriya, W.D. (2009). Social relationships of wild juvenile Asian Elephants *Elephas maximus* in the Udawalawe National Park, Sri Lanka. *Journal of Threatened Taxa*, vol. 1, no. 4, p. 211-214.

- Jayant, L., Mehta, P., Boominathan, D., & Chaudhuri, S., (2007). *A study of man-elephant conflict in Nagarhole National Park and surrounding areas of Kodagu district in Karnataka, India*. Final Report. Envirosearch, 38 pages.
- Jepson, P. & Canney, S. (2003). *The state of wild Asian elephant conservation in 2003*. An independent audit for Elephant Family and Conservation Direct. London, United Kingdom, 47 pages.
- Jigme, K. & Williams, A.C. (2011). Current status of Asian elephants in Bhutan. *Gajah*, vol. 35, p. 25-28.
- Jin, C., Xiaobao, D., Ling, Z. & Zhilin, B. (2006). Diet composition and foraging ecology of Asian elephants in Shangyong, Xishuangbanna, China. *Acta Ecologica Sinica*, vol. 26, p. 309-316.
- Johnsingh, A. J. T., & Williams, A. C. (1999). Elephant corridors in India: lessons for other elephant range countries. *Oryx*, vol. 33, no. 3, p210-214.
- Joshi, R. & Joshi, B.D. (2000). On the recurrence of rail accident death of an Elephant (*Elephas maximus*) in Haridwar Range of Rajaji National Park Area. *Himalayan Journal of Environmental Zoology*, vol. 14, p. 123-128.
- Joshi, R. & Singh, R. (2007). Asian Elephants are Losing Their Seasonal Traditional Movement Tracks: A Decade of Study in and Around the Rajaji National Park, India. *Gajah*, vol. 27, p. 15-26.
- Joshi, R. & Singh, R. (2008a). Unusual behavior of Asian Elephants in Rajaji National Park, North West India. *Gajah*, vol. 29, p. 32-34.
- Joshi, R. & Singh, R. (2008b). Feeding behaviour of wild Asian Elephants (*Elephas maximus*) in the Rajaji National Park. *Journal of American Science*, vol. 4, no. 2, p. 34-48.
- Joshi, R., & Singh, R. (2008c). Asian elephant (*Elephas maximus*) and riparian wildlife corridors: A case study from lesser-Himalayan zone of Uttarakhand. *The Journal of American Science*, vol.4, no. 1, p. 63-75.
- Kamula, J. (2003). *Assessing the Influence of the Mwaluganje Elephant Sanctuary on the Local Community in the North Shimba Hills Conservation Ecosystem, Kenya*. Master thesis, Swedish Biodiversity Centre, Uppsala University, Uppsala, Sweden, 82 pages.
- Kafle, B. K., Pokhrel, B., Shrestha, S., Raut, R., & Dahal, B. M. (2015). Determination of Pesticide Residues in Water and Soil Samples From Ansikhola Watershed, Kavre, Nepal. *International Journal of Geology, Earth & Environmental Sciences*, vol 5, no.2, p. 119-127.
- Kangwana, K. (1995): Human-elephant conflict: the challenge ahead. *Pachyderm*, vol. 19, p. 11-14.
- Kangwana, K., (2011). The behavioral responses of elephants to the Maasai in Amboseli. In: Moss, C. J., Croze, H., & Lee, P. C. *The Amboseli Elephants* (p. 307-317). Chicago: University of Chicago Press.
- Karanth, K.U. & Nichols, J.D. (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, vol. 79, no, 8, p. 2852-2862.
- Karanth, K.K., Gopalaswamy, A.M., Defries, R. & Ballal, N. (2012). Assessing patterns of human-wildlife conflicts and compensation around a Central Indian protected area. *PLoSOne* vol. 7, no. 12, e50433.

- Karant, K.K., Gopalaswamy, A.M., Prasad, P.P. & Dagupta, S. (2013). Patterns of human-wildlife conflicts and compensation: Insights from Western Ghats protected areas. *Biological Conservation*, vol. 166, p. 175-185.
- Karthick, S., Ramakrishnan, B. & Illakia, M. (2016). Human-Elephant Conflict Issues with Special Reference to Crop Damage and People's Perception in and around Coimbatore Forest Division, Southern India. *Indian Forester*, vol. 2016, p. 1010-1018.
- Khanna, V., M. S. Ravichandran & S. P. S. Kushwaha. (2001). Corridor analysis in Rajaji-Corbett elephant reserve – a remote sensing and GIS approach. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, vol. 29, p. 41–46.
- Kioko J., Muruth P., Omondi P. & Chiyo P. I. (2008). The performance of electric fences as elephant barriers in Amboseli, Kenya. *South African Journal of Wildlife Research*, vol. 38, p. 52–58.
- Kitamura, S., Yumoto, T., Poonswad, P. & Wohandee, P. (2007). Frugivory and seed dispersal by Asian elephants, *Elephas maximus*, in a moist evergreen forest of Thailand. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 23, p. 373-376.
- Kemf, E & Santiapillai, C. (2000) Asian Elephants in the Wild. A WWF Species Status Report. WWF International, Gland, Suisse, 32 pages.
- Khounboline, K. (2011). Current status of Asian elephants in Lao PDR. *Gajah*, vol. 35, p. 62–66.
- King, L.E., Douglas-Hamilton, I. & Vollrath, F. (2007). African elephants run from the sound of disturbed bees. *Current Biology*, vol. 17, p. R832– R833.
- King, L.E., Soltis, J., Douglas-Hamilton, I., Savage, A. & Vollrath, F. (2010). Bee threat elicits alarm call in African elephants. *PloS One*, vol. 5 (e10346) DOI: 10.1371/journal.pone.0010346.
- King, L.E., Douglas-Hamilton, I. & Vollrath, F. (2011). Beehive fences as effective deterrents for crop-raiding elephants: field trials in northern Kenya. *African Journal of Ecology*, vol. 49, p. 431-439.
- King, L.E., Lala, F., Nzumu, H., Mwanbingu, E., & Douglas-Hamilton, I. (2017). Beehive fences as a multidimensional conflict-management tool for farmers coexisting with elephants. *Conservation Biology*, DOI: 10.1111/cobi.12898.
- Knight, J. (2000). *Natural Enemies: People-Wildlife Conflicts in Anthropological Perspective*. Routledge, London, U.K., 254 pages.
- Koirala, R.K., Ji, W., Aryal, A., Rothman, J. & Raubenheimer, D. (2016a). Dispersal and ranging patterns of the Asian elephant (*Elephas maximus*) in relation to their interactions with humans in Nepal. *Ethology, Ecology and Evolution*, vol. 28, no. 2, pages 221-231.
- Koirala, R.K., Raubenheimer, D., Aryal, A., Lal Pathak, M. & Weihong, J. (2016b) Feeding preferences of the Asian elephant (*Elephas maximus*) in Nepal. *BMC Ecology*, vol.16:54, DOI 10.1186/s12898-016-0105-9.
- Kongrit, C., Siripunkaw, C., Brockelman, W.Y., Akkarapatumwong, V., Wright, T.F. & Eggert, L.S. (2008). Isolation and characterization of dinucleotide microsatellite loci in the Asian elephant (*Elephas maximus*). *Molecular Ecology Resources*, vol. 8, p. 175–177.

- Kongrit, C. (2017). Genetic Tools for the Conservation of Wild Asian Elephants. *International Journal of Biology*, vol. 9, no. 2, p.1-8.
- Kontogeorgopoulos, N. (2009). Wildlife Tourism in semi-captive settings: a case study of elephant camps in northern Thailand. *Current issues in Tourism*, vol. 12, p. 429-449.
- Kulandeival (2010). A paradigm shift in the elephant depredation in South Bengal. <http://www.bankuraforest.in/project/> // Page consultée pour la première fois le 18 février 2017.
- Kumar, M.A., Mudappa, D. & Shankar Raman, T.R. (2010). Asian elephant *Elephas maximus* habitat use and ranging in fragmented rainforest and plantations in the Anamaila Hills, India. *Tropical Conservation Science*, vol. 3, no. 2, p. 143-158.
- Kurt, F, Harti, B.G. & Tiedemann, R. (1995). Tuskless bulls in Asian elephant *Elephas maximus*. History and population genetics of a man-made phenomenon. *Acta Theriologica*, vol. 3, p. 125-143.
- Lahdenperä, M. & Lummaa, V. (2014) Does extreme longevity promote menopause in mammals? Reproductive cessation and post-reproductive lifespan in female Asian elephants compared to humans. *Frontiers in Zoology*, vol. 11 p. 54-67.
- Lahdenperä, M., Mar, K.U. & Lummaa, V. (2016a). Short-term and delayed effects of mother death on calf mortality in Asian elephants. *Behavioral Ecology*, vol. 27, no. 1, pages 166-174
- Lahdenperä, M., Mar, K.U. & Lummaa, V. (2016b). Nearby grandmother enhances calf survival and reproduction in Asian elephants. *Scientific Reports*, vol. 6, doi: 10.1038/srep27213
- Laohachaiboon, S. (2010). Conservation for whom? Elephant conservation and elephant conservationists in Thailand. *Southeast Asian Studies*, vol. 48, p. 74–95.
- Latessa, J. (2014). *The Prospect for Creative Collaboration: A Peace Park Between Myanmar and Thailand*, Doctoral dissertation, University of Cincinnati, Ohio, U.S.A., 147 pages.
- Lee, P. C., & Priston, N. C., 2005. Human attitudes to Primates: perceptions of pests, conflict and consequences for primate conservation. In: Paterson, J. D., & Wallis, J. *Commensalism and conflict: the human-primate interface*, (p.1-33). The American Society of Primatologists, Norman, Oklahoma, U.S.A.
- Lee, S. K. (2002) *Human and elephant conflict in Lower Kinabatangan, Sabah*. Master's thesis, University of Malaysia in Sabah. 82 pages.
- Leimgruber, P., Zaw, O., Myint, A., Kelly, D.S., Wemmer, C., Senior, B. & Songer, M. (2011). Current Status of Asian Elephants in Myanmar. *Gajah*, vol. 35, p. 76-86.
- Lenin J, & Sukumar R (2011) Action plan for the mitigation of elephant–human conflict in India. Asian Nature Conservation Foundation, Bangalore, India, 122 pages.
- Ling, L.E., Ariffin, M. & Manaf, A.L. (2016). A qualitative analysis of the main threats to Asian Elephant Conservation. *Gajah*, vol. 44, p. 16-22.
- Lin, L., Feng, L., Pan, W., Guo, X., Zhao, J., Luo, A., & Zhang, L. (2008). Habitat selection and the change in distribution of Asian elephants in Mengyang Protected Area, Yunnan, China. *Acta Theriologica*, vol. 53, no.4, p. 365-374.

- Lin, L., Jin, Y.F., Chen, D.K., Guo, X.M., Luo, A.D., Zhato, J.w., Wang, Q.Y. & Zhang, L. (2014). Population and habitat status of Asian elephants in Mengla sub-reserve of Zishuangbann National Nature Reserve, Yunnan of China. *Acta Ecologica Sinhalensis*, vol. 34, p. 1725-1735.
- Liu, P., wen, H., Lin, L., Liu, J. & Zhang, L. (2016). Habitat evaluation for Asian elephants (*Elephas maximus*) in Lincang: Conservation planning for an extremely small population of elephants. *Biological Conservation*, vol. 198, p. 113-121.
- Lombard, A.T., Johnson, C.F., Cowling, R.M. & Pressey, R.L. (2001). Protecting plants from elephants: botanical reserve scenarios within the Addo Elephant National Park, South Africa. *Biological Conservation*, vol.102, p. 191–203.
- Lorimer, J. (2010). Elephants as companion species: the lively biogeographies of Asian elephant conservation in Sri Lanka. *Royal Geographical Society*, vol. 35, p. 491-506.
- Løvschal, M., Bøcher, P. K., Pilgaard, J., Amoke, I., Odingo, A., Thuo, A., & Svenning, J.-C. (2017). Fencing bodes a rapid collapse of the unique Greater Mara ecosystem. *Scientific Reports*, vol. 7, 41450.
- Luo, A. (2007). Brief introduction to the human-elephant conflict in Upper Mekong region. *Gajah*, vol. 26, p. 34-36.
- Mabeluanga, T., Dilipkumar, A.F., Gayathri, A., & Krishnan, A. (2016). Influence of elephant-human interaction on agrarian communities in the Bengaluru-Bannerghatta landscape. A perspective survey. *Gajah*, vol. 45, p. 28-32.
- Madden, F. (2004). Creating coexistence between humans and wildlife: Global perspectives on local efforts to address human–wildlife conflict. *Human Dimensions of Wildlife*, vol. 9, p. 247–57.
- Madden, F. & McQuin, B. (2014). Conservation’s blind spot: the case for conflict Transformation in wildlife management. *Biological Conservation*, vol 178, p. 97-106.
- Mohanty, S. (2003). Insights from a cultural landscape: lessons from landscape history for the management of Rajiv Gandhi (Nagarahole) National Park. *Conservation and Society*, vol.1, no.1, p.23-29.
- Maltby, M. & Bouchier, G. (2011) Current Status of Asian Elephants in Cambodia, *Gajah*, vol. 35, p. 36-42.
- Malugu L. T. & Hoare, R. E. (2009). *Human-elephant conflicts mitigations in Western Serengeti, Tanzania*. TAWIRI Frankfurt Zoological Society, Arusha, Tanzania, 16 pages.
- Manakadan, R., Swaminathan, S., Daniel, J.C. & Desai, A.A. (2009) Human-elephant conflict in a colonised site of dispersed elephants: Koundinya Wildlife Sanctuary (Andhra Pradesh, India). *Journal of the Bombay Natural History Society*, vol. 106, p. 289-297.
- Mandal, L. Bandyopadhyay, N., Nath, S. & Haque, S. (2016). Human-elephant conflicts in Purulia & Barhura Districts, West Bengal, India. *Journal of Environmental and Sociobiology*, vol. 13, no.1, p. 91-94.
- Mar, K. U., Lahdenperä, M., & Lummaa, V. (2012). Causes and Correlates of Calf Mortality in Captive Asian Elephants (*Elephas maximus*). *PLoS ONE*, vol. 7, no.3, e32335.

- Megaze, A., Blakrishnan, M. & Belay, G. (2017) Human-wildlife conflict and attitude of local people towards conservation of wildlife in Chebera Churchura National Park, Ethiopia. *Journal of African Zoology*, doi: 10.1080/15627020.2016.1254063.
- McComb, K., Moss, C., Baker, L. & Sayiayel, S. (2001). Unusually extensive networks of vocal recognition in African elephants. *Animal Behavior*, vol. 59, no.9, p. 1103-1109.
- McMorrow, J. & Talip, M.A. (2001). Decline of forest area in Sabah, Malaysia: relationship to state policies, land code and land capability. *Global Environmental Change*, vol. 11, no. 3, p. 217–230.
- Menon, V., Sukumar, R. and Kumar, A. 1997. *A God in Distress: Threats of Poaching and the Ivory Trade to the Asian Elephant in India*. Wildlife Protection Society of India, New Delhi, India, 90 pages.
- Menon, V. 2002. *Tusker: the Story of the Asian Elephant*. Penguin Books, New Delhi, India. 228 pages.
- Miller, D., Jackson, B., Riddle, H.S., Stremme, C., Schmitt, D. & Miller, T. (2015). Elephant (*Elephas maximus*) Health and Management in Asia: Variations in Veterinary Perspectives *Veterinary Medicine International*, vol. 2015, p. 19-42.
- Millind, W., Kajol, P., Abhijeet, B. & Pramod, P. (2016). A theoretical model of community operated compensation scheme for crop damage by wild herbivores. *Global Ecology and Conservation*, vol. 5, p. 58-70.
- Milner, J. M., Nilsen, E. B., & Andreassen, H. P. (2007). Demographic side effects of selective hunting in ungulates and carnivores. *Conservation Biology*, vol. 21, no.1, p. 36-47.
- Morris, S., Humphreys, D. & Reynolds, D. (2006). Myth, marula and elephant: an assessment of voluntary ethanol intoxication of the African elephant (*Loxodonta Africana*) following feeding on the fruit of the marula tree (*Sclerocarya birrea*). *Physiological and Biochemical Zoology*, vol. 79. P. 363-369.
- Moss C. (1988). *Elephant memories*. William Morrow, New York, NY, USA, 335 pages.
- Motaleb, M. A., Rahman, S. M., Rahman, S. & Sultana, M. (2011). *The Asian Elephants and Associated Human-Elephant Conflict in South-Eastern Bangladesh*. IUCN, Dhaka, Bangladesh, 104 pages.
- Mumby, H. S., Courtiol, A., Mar, K. U., & Lummaa, V. (2013a). Birth seasonality and calf mortality in a large population of Asian elephants. *Ecology and Evolution*, 3(11), 3794–3803.
- Mumby, H.S., Courtiol, A., Mar, K.U., & Lumma, V. (2013b). Climactic variation and age-specific survival in Asian Elephants from Myanmar. *Ecology*, vol. 94, no, 5, p 1121-1141.
- Mumby, H.S., Mar, K.U., Haywayd, A.D., Htut, W., Htut-Auny, Y. & Lumma, V. (2015). Elephants born in the high stress season have faster reproductive ageing. *Scientific Reports*, vol. 5, doi: 10.1038/srep 13946.
- Munster, D. (2012). Farmers' suicides and the State in India: conceptual and ethnographic notes from Wayanad, Kerala. *Contributions to Indian Sociology*, vol. 46, no. 1, p. 181-208.
- Munster, U. (2016). Working for the forest: the ambivalent intimacies of Human-Elephant collaboration in South Indian wildlife conservation. *Ethnos*, vol. 81, no. 3, p. 425-447.
- Murdoch, G. (2008). *Threats Facing Endangered Wild Elephants*. New World Publications, Oxford, U.K.,

- Nair, S., Balakrishnan, R., Seelamantula, C.S. & Sukumar, R. (2009). Vocalizations of wild Asian elephants (*Elephas maximus*): structural classification and social context. *Journal of the Acoustic Society of America*, vol. 126, no. 5, p. 2768-2778.
- Narayana, M.H., (2015). *A study on elephant and human interactions in Kodagu, South India*. A thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy. School of Natural Sciences, Psychology, University of Stirling, United Kingdom, 414 pages.
- Nasseri, N.A., McBrayer, L.A. & Schulte, B.A. (2011). The impact of tree modification by African elephant (*Loxodonta africana*) on herpetofaunal species richness in northern Tanzania. *African Journal of Ecology*, vol. 49, p. 133-140.
- Nath, C. D. & R. Sukumar (1998). Elephant-human conflict in Kodagu: southern India. Asian Elephant Research and Conservation Centre, Bangalore, 32 pages.
- Nath, N.K., Dutta, S.K., Das, J.P. & Lahkar, B.P. (2015). Quantification of damage and assessment of economic loss due to crop raiding by Asian Elephant (*Elephas maximus*) : a case study of Manas Park, Assam, India. *Journal of Threatened Taxa*, vol. 7, no. 2, p. 6853-6863.
- Naughton, L., Rose, R., & Treves, A. (1999). *The social dimensions of human-elephant conflict in Africa: a literature review and case studies from Uganda and Cameroon*. A Report to the African Elephant Specialist Group, Human-Elephant Conflict Task Force, IUCN, Glands, Switzerland, 82 pages.
- Newmark, W. D., & Hough, J. L. (2000). Conserving Wildlife in Africa: Integrated Conservation and Development Projects and Beyond: Because multiple factors hinder integrated conservation and development projects in Africa from achieving their objectives, alternative and complementary approaches for promoting wildlife conservation must be actively explored. *BioScience*, vol. 50, no.7, p. 585-592.
- Ngama, S., Korte, L., Bindelle, J., Vermeulen, C. & Poulsen J.R. (2016) How Bees Deter Elephants: Beehive Trials with Forest Elephants (*Loxodonta africana cyclotis*) in Gabon. *PLoS ONE*, vol. 11, no. 5, e0155690. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155690>.
- Nichols, E., Gardner, T. A., Peres, C. A., Spector, S. & The Scarabaeinae Research Network (2009). Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. *Oikos*, vol. 118, p. 481–487.
- Niemuller C. A. & Liptrap R. M. (1991). Altered androstenedione to testosterone ratios and LH concentrations during musth in the captive male Asian elephant (*Elephas maximus*). *Journal of Reproduction and Fertility*, vol. 91, p. 131–146.
- Nijman, V. (2014). *An assessment of the live elephant trade in Thailand. A traffic Southeast Asia Report*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia, 50 pages.
- Nowak, R (1999). *Walker's Mammals of the World, Sixth Edition, Volume II*. The John's Hopkins University Press, Londres, Royaume Uni, 1629 pages.
- Nyhus, P. J. & Sumianto, R. T. (2000), Crop-raiding elephants and conservation implications at Way Kambas National Park, Sumatra, Indonesia. *Oryx*, vol.34, p. 262–274.
- Nyhus, P.J., Osofsky, S.A., Ferraro, P., Madden, F., & Fischer, H. (2005). Bearing the costs of human wildlife conflict: the challenges of compensation schemes. *In*: Woodroffe, R., Thirgood, S & Rabinowitz, A.,



*People and Wildlife: Conflict or Coexistence*, (p.107-121). Cambridge University Press, Cambridge, England, pp. 107-121.

- Oelrichs, C. M., Lloyd, D. J., & Christidis, L. (2016). Strategies for mitigating forest arson and elephant conflict in Way Kambas National Park, Sumatra, Indonesia. *Tropical Conservation Science*, vol.9, no. 2, p. 565–583.
- Ogra, M.V. (2008). Human-Wildlife Conflict and gender in protected area borderlands: A case study of costs, perceptions and vulnerabilities from Uttarakhand (Uttaranchal), India. *Geoforum*, vol. 39, no.3, p. 1408-1422.
- Ogra, M.V. & Bandola, R. (2008). Compensating Human-Wildlife Conflict in Protected Area Communities: Ground-Level Perspectives from Uttarakhand, India. *Human Ecology*, vol. 36, p. 717-725.
- Olival, K. J., & Higuchi, H. (2006). Monitoring the long-distance movement of wildlife in Asia using satellite telemetry. *Wikramanayake, editors. Conservation biology in Asia. Society for Conservation Biology Asia Section and Resources Himalaya Foundation, Kathmandu, Nepal*, 319-339.
- Osborn, F.V. (1998) *The Ecology of Crop-raiding Elephants in and crop raiders in Laikipia District, Kenya*. Biological Zimbabwe, PhD thesis, University of Cambridge, Cambridge, UK, 172 pages.
- Osborn, F.V. & Parker G.E. (2003). Towards an integrated approach for reducing the conflict between elephants and people: a review of current research. *Oryx*, vol.37, p. 1-5.
- Othman, N., Fernando, P., Yoganand, K., Ancrenaz, M., Alfred, R. J., Nathan, S., & Goossens, B. (2013). Elephant Conservation and Mitigation of Human-Elephant Conflict in Government of Malaysia-UNDP Multiple-Use Forest Landscapes Project Area in Sabah. *Gajah*, vol.19, p. 19-23.
- Palei, N.C, Rath, B.P. & Kar, C.S. (2013). Human-elephant conflict in Sambalapur Elephant Reserve, Odisha, India. *Gajah*, vol. 39, p. 34-36.
- Pan, W., Lin, L., Luo, A. & Zhang, L. (2009). Corridor use by Asian elephants. *Integrative zoology*, vol. 4, no. 2. P. 220-231.
- Pant, G., Dhakal, M., Pradhan, N.M.B., Leverington, F., & Hockings, M. (2016). Nature and extent of human-elephant conflict in central Nepal. *Oryx*, vol. 50, p. 724-731.
- Parker, I.S.C. & Graham, A.D. (1989) Elephant decline (part 1): downward trends in African elephant distribution and numbers. *International Journal of Environmental Studies*, vol. 34, p. 287-305.
- Parker, G.E. & Osborn, F.V. (2006). Investigating the potential for chilli *Capsicum* spp. to reduce human–wildlife conflict in Zimbabwe. *Oryx*, vol. 40, p. 343–346.
- Parker G.E., Osborn, F.V., Hoare R.E. & Niskanen, L.S. (2007). *Human Elephant Conflict Mitigation: A Training Course for Community-Based Approaches in Africa. Trainer's Manual*. Elephant Pepper Development Trust, Livingstone, Zambia and IUCN/SSC AfESG, Nairobi, Kenya, 83 pages.
- Payne, K. B., Langbauer, W. R., Jr., & Thomas, E. M. (1986). Infrasonic calls of the Asian Elephant *Elephas maximus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, vol.18, p. 297-301.

- Payne, K.B. (2003) Sources of social complexity in the three elephant species. *In: De Waal, F.B. & Tyack, P.I., Animal social complexity: Intelligence, culture and individualized societies*, (p.57-85). Cambridge, MA, Harvard University Press.
- Penzhorn, B.L., Robbertse, P.J., Oliver, M.C. (1974). The influence of the African elephant on the vegetation of the Addo Elephant National Park. *Koedoe*, vol.17, p. 137–158.
- Perera, O.B.M.A. (2009). The human-elephant conflict: a review of current status and mitigation methods. *Gajah*, vol. 30, p. 42-52.
- Pimmanrojngool, V. & Wanghongsa, S. (2001). A study of street wandering elephants in Bangkok and the socio-economic life of their mahouts *In: Baker, I. & Kashio, M., Giants on our Hands: Proceedings of the International Workshop on the Domesticated Asian Elephant* (p.56-64). UN FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok.
- Pinter-Wollman, N. (2009). Spatial behaviour in translocated African elephants (*Loxodonta africana*) in a novel environment: using behaviour to inform conservation. *Behaviour*, vol. 146, p. 1171–1192.
- Pinter-Wollman, N. (2012). Human–Elephant Conflict in Africa: The Legal and Political Viability of Translocations, Wildlife Corridors, and Transfrontier Parks for Large Mammal Conservation. *Journal of International Wildlife Law & Policy*, vol. 15, no.2, p. 152-166.
- Plotnik, J.M., de Waal, F.B.M. & Reiss, D. (2006). Self-recognition in an Asian elephant. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 103, p. 17053–17057.
- Plotnik, J.M. & de Waal, F.B.M. (2014), Asian elephants (*Elephas maximus*) reassure others in distress. *PeerJ*, 2:e278; DOI 10.7717/peerj.278.
- Ponnusamy, V., CHackrapani, P., Wyn Lim, T., Saaban, S., & Campos-Arceiz, A. (2016). Farmers’ Perceptions and Attitudes towards Government-Constructed Electric Fences in Peninsular Malaysia, *Gajah*, vol. 45, p. 4-11.
- Poufoun, J. N., Abildtrup, J., Sonwa, D. J., & Delacote, P. (2016). The value of endangered forest elephants to local communities in a transboundary conservation landscape. *Ecological Economics*, vol. 126, p. 70-86.
- Pozo, R.A., Coulson, T., McCulloch, A. & Songhurst, A. (2017). Determining baselines for human-elephant conflict: a matter of time. *PloS One*, In Press.
- Pradhan, N.M.B., Wegge, P. & Moe, S.R. (2007). How does a recolonizing population of Asian elephants affect the forest habitat? *Journal of Zoology*, vol. 273, p. 183-191.
- Pradhan, N.M.B., Williams, A.C. & Dhakal, M. (2011). Current status of Asian elephants in Nepal. *Gajah*, vol. 35, p. 87-92.
- Prado-Oviedo, N. A., Bonaparte-Saller, M. K., Malloy, E. J., Meehan, C. L., Mench, J. A., Carlstead, K., & Brown, J. L. (2016). Evaluation of demographics and social life events of Asian (*Elephas maximus*) and African elephants (*Loxodonta africana*) in North American zoos. *PloS One*, vol. 11, no.7, e0154750.
- Promislow, D.E. (1992). Costs of sexual selection in natural populations of mammals. *Proceedings of the Royal Society of London Biological Sciences*, vol. 247, p. 203-210.

- Puyravaud, J.P. & Davidar, P. (2016). Letter to the editor: Culling of Asian elephants and overextension of population modelling. *Biological Conservation*, vol. 201, p. 423.
- Puyravaud, J.P., Davidar, P., Srivastava, R.K. & Wright, B. (2016). Modelling harvest of Asian elephants *Elephas maximus* on the basis of faulty assumptions promotes inappropriate management solutions. *Oryx*, DOI: <https://doi.org/10.1017/S003060531600003X>.
- Ramakrishnan, U., Santosh, J. A., & Sukumar, R. (1998). The population and conservation status of Asian elephants in the Periyar Tiger Reserve, southern India. *Current Science*, vol. 74, no. 2, p. 110-113.
- Rangarajan, M., Desai, A.A., Sukumar, R., Easa, P.S., Menon, V., Vincent, S., Ganguly, S., Talukdar, B.K., Singh, B., Mudappa, D., Chowdhary, S., & Prasad, A.N. (2010). Gajah. Securing the Future of Elephants in India. The Report of the Elephant Task Force. Ministry of Environment and Forests. Government of India. 187 pages.
- Ranjeewa, A.D.G., Tharanga, Y.J.S., Sandanayake, G. H. N. A., Perera, B.V. & Fernando, P. (2015). Camera traps unveil enigmatic crop raiders in Udawalawe, Sri Lanka, *Gajah*, vol. 42, p. 7-14.
- Rapaport L. & Haight, J. (1987). Some observations regarding allomaternal caretaking among captive Asian elephants (*Elephas maximus*). *Journal of Mammalogy*. Vol. 68, p. 438–442.
- Rasmussen, L.E.L. (1998) Chemical communication: an integral part of functional Asian elephant (*Elephas maximus*) society. *Ecoscience* vol. 5.3, pages 410-426.
- Rasmussen, L.E.L. & Greenwood, D.R. (2003). Frontalin: a chemical message of musth in Asian Elephants (*Elephas Maximus*). *Chemical Senses*, Vol. 28, no.5, pages 433-446.
- Ravan, S., A. M. Dixit & Mathur, V.B. (2005). Spatial analysis for identification of forested corridors between two protected areas in Central India. *Current Science*, vol. 88, p. 1441–1448.
- Remmers, W., Gameiro, J., Schaberl, I. and Clausnitzer, V. (2016). Elephant (*Loxodonta africana*) footprints as habitat for aquatic macroinvertebrate communities in Kibale National Park, south-west Uganda. *African Journal of Ecology*.doi:10.1111/aje.12358.
- Roca, A. L., Georgiadis, N., Pecon-Slattery, J., & O'brien, S. J. (2001). Genetic evidence for two species of elephant in Africa. *Science*, vol.283, no.5534, p. 1473-1477.
- Roca, A.L., Ishida, Y., Brandt, A.L., Benjamin, N.R., Zhao, K., Georgiadis, N. J. (2015). Elephant natural history: a genomic perspective. *Annual Review of Animal Biosciences*, vol. 3, no. 1, p. 139–167.
- Rode, K.D., Chiyo, P.I., Chapman, C.A., & McDowell, L.R. (2006). Nutritional ecology of elephants in Kibale National Park, Uganda, and its relationship with crop raiding behaviour. *Journal of Tropical Ecology*, vol.22, n.4, p. 441–449.
- Rohini, C.K., Aravindan, K.S., Anoop, D. & Vinayan, A. (2016). Human-Elephant Conflict around North and South Forest Divisions of Nilambur, Kerala, India. *Gajah*, vol. 45, p. 20-27.
- Rohland, N., Reich, D., Mallick, S., Meyer, M., Green, R. E., Georgiadis, N. J., Roca, A. & Hofreiter, M. (2010). Genomic DNA sequences from mastodon and woolly mammoth reveal deep speciation of forest and savanna elephants. *PLoS Biol*, vol.8, no. 12, e1000564.

- Rood, E.J.J. (2006). *The status and distribution of the Sumatran elephant in Aceh, Indonesia*. WWF Netherlands, Zeist, Pays-Bas, 10 pages.
- Rood, E., Ganic, A.A. & Nijman, V. (2010). Using presence-only modelling to predict Asian elephant habitat use in a tropical forest landscape: implications for conservation. *Diversity and Distributions*, vol. 16, p. 975-984.
- Roskaft, E., Larsen, T., Mojaphoko, R., Sarker, A.H.M.R. & Jackson, C. (2014). Human dimensions of elephant ecology. In: Skarpe, C, Du Toit, J. & Moe, S. *Elephants and Savanna Woodland Ecosystems. A study from Chobe National Park, Botswana*, (p.271-288).Wiley Blackwell, Oxford, U.K.
- Roy, M., Choudhury, S.P., Kamalakanth, P., Dutta, C., & Kundu, S. (2010). Translocation of a wild elephant from southern West Bengal to northern West Bengal—An approach to reduce elephant-human conflict. *Gajah*, vol. 33, p. 8–11.
- Roy, M. & Sukumar, R. (2015). Elephant corridors in Northern West Bengal. *Gajah*, vol. 43, p. 26-35.
- Saaban, S., Othman, N.B., Yasak, M.N.B., Nor, B.M., Zafir, A. & Campos-Arceiz, A. (2011). Current status of Asian elephants in peninsular Malaysia. *Gajah*, vol. 35, p. 67-75.
- Samansiri, K. A. P. & Weerakoon, D. K. (2008). A study on the seed dispersal capability of Asian elephants in the northwestern region of Sri Lanka. *Gajah*, vol.28, p. 19-24.
- Sandker, M., Campbell, B. M., Nzoo, Z., Sunderland, T., Amougou, V., Defo, L., & Sayer, J. (2009). Exploring the effectiveness of integrated conservation and development interventions in a Central African forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, vol. 18, no.11, p.2875-2892.
- Santiapillai, C. & Jackson, P. (1990). *The Asian Elephant—An Action Plan for Its Conservation*. IUCN/SSC Asian Elephant Specialist Group, IUCN. Gland, Switzerland, 80 pages.
- Santiapillai, C., Wijeyamohan, S., Bandara, G., Athurupana, R., Dissayanake, N. & Read, B. (2010). An assessment of the human-elephant conflict in Sri Lanka. *Ceylon Journal of Biological Science*, vol. 39, no. 1, p. 21-33.
- Santiapillai, C., & Read, B. (2010). Would masking the smell of ripening paddy-fields help mitigate human–elephant conflict in Sri Lanka? *Oryx*, vol. 44, no.4, p 509-511.
- Santra, A. K., S. Pan, A. K. Samanta, S. Das & S. Halder (2008). Nutritional status of forage plants and their use by wild elephants in southwest Bengal, India. *Tropical Ecology*, vol.49, p. 251-257.
- Sarker, A.H.M.R. & Roskaft, E. (2010). Human attitudes towards conservation of Asian elephants in Bangladesh. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, vol. 2, no. 10, p. 316-327.
- Sarker, A.H.M.R., Hossen, A. & Roskaft, E. (2015). Fatal elephant encounters on humans in Bangladesh: Context and Incidences. *Environment and Natural Resources Research*, Vol. 5, no, 2, p 99-105.
- Sarma, P. K., Talukdar, B. K., Baruah, J. K., Lahkar, B. P., & Hazarika, N. (2008). A geo-spatial assessment of habitat loss of Asian elephants in Golaghat District of Assam. *Gajah*, vol. 28, p. 25-30.
- Schwerdtner, K., & Gruber, B. (2007). A conceptual framework for damage compensation schemes. *Biological Conservation*, vol. 134, p. 354-360.

- Schmidt-Burbach, J., Ronfot, D. & Srisangiam, R. (2015) Asian Elephant (*Elephas maximus*), Pig-Tailed Macaque (*Macaca nemestrina*) and Tiger (*Panthera tigris*) Populations at Tourism Venues in Thailand and Aspects of Their Welfare. *PLoS ONE*, vol. 10, no. 9: e0139092. doi:10.1371/journal.pone.0139092
- Seneviratne, L., & Rossel, G. D., 2008. Restoring Interdependence between people and elephants. *In*: Wemmer, C., & Christen, C. A., *Elephants and ethics: Toward a morality of coexistence*, (p.349-360). The John Hopkins University Press, Baltimore, U.S.A.
- Senthilkumar, K., Mathialagan, P., Manivannan, C., Jayanthangaraj, M.G. & Gomathinayagam, S. (2016). A study on the tolerance levels of farmers toward human-wildlife conflict in the forest buffer zones of Tamil Nadu. *Veterinary World*, vol. 9, p. 747-752.
- Shannon, G., Slotow, R., Durant, S.M., Savialel, K.N., Poole, J., Moss, C. & McComb, K. (2013). Effects of social disruption in elephants persist decades after culling. *Frontiers in Zoology*, vol. 10, no. 62, DOI: 10.1186/1742-9994-10-62.
- Shekhar Silori, C., & Kumar Mishra, B. (2001). Assessment of livestock grazing pressure in and around the elephant corridors in Mudumalai Wildlife Sanctuary, south India. *Biodiversity and Conservation*, vol. 10, no. 12, p. 2181-2195.
- Shepherd, C.R. & Nijman, V. (2008). Elephant and Ivory Trade in Myanmar. A traffic Southeast Asia Report. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia, 40 pages.
- Sodhi, N.S., Koh, L.P., Clemens, R., Wanger, T.C., Hill, J.K., Hamer, K.C., Clough, Y., Tscharntke, T., Posa, M.R.C. & Lee, T.M. (2010). Conserving Southeast Asian forest biodiversity in human- modified landscapes. *Biological Conservation*, vol. 143, p. 2375-2384.
- Shoshani, J. & Eisenberg, J.F. (1982). *Elephas Maximus*. *American Society of Mammalogy*, vol. 182, p. 1-8.
- Shoshani, J. & Tassy, P. (1996). *The Proboscidea: evolution and palaeology of elephants and their relatives*. Oxford University Press, Oxford, New York, U.S.A., 472 pages.
- Shoshani, J., Walter, R. C. Abraha, M. Berhe, S. Tassy, P. Sanders, W. J. Marchant, G. H. Libsekal, Y., Ghirmai, T. & Zinner, D. (2006). A proboscidean from the late Oligocene of Eritrea, a "missing link" between early Elephantiformes and Elephantimorpha, and biogeographic implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 103, no. 46, p. 17296–17301.
- Singh, A.K., Kumar, A., Menon, V. & Mookerjee, A. (2001). Elephant mortality in train accidents: a scientific approach to understand and mitigate this problem in Rajaji National Park. Wildlife Trust of India, New Dehli, India. 64 pages.
- Sitati, N. W., Walpole, M. J., Smith, R. J. & Leader-Williams, N. (2003), Predicting spatial aspects of human–elephant conflict. *Journal of Applied Ecology*, vol. 40, p. 667–677.
- Sitati, N.W. & Walpole, M.J. (2006). Assessing farm-based measures for mitigating human-elephant conflict in Transmara District, Kenya. *Oryx*, vol. 40, p. 279-286.
- Sitompul, A.F., Tyson, M.J., Carroll, J.P. & O' Brien, T.G. (2010). Crop raiding by elephants adjacent to two national parks in Lampung Province, Sumatra, Indonesia. *Gajah*, vol. 33, no. 26-34.

- Sitompul, A.F., Linkie, M., Gunaryadi, D., Purastuti, E. & Budiman, A. (2011). Ecosystem restoration concessions: A new strategy for conserving elephant habitat in Sumatra? *Gajah*, vol. 34, p. 26-31.
- Sivaganesan, N., and Sathyanarayana, M.C. (1995). Tree mortality caused by elephants in Mudumalai Wildlife Sanctuary, South India. In: *A Week with Elephants* (J.C. Daniel and H.S. Datye, eds.), pp. 314-330. Bombay Natural History Society, India: Oxford University Press.
- Skarpe, D., Aarestad, P.A., Andreassen, H.P., Dhillon, S.S., Dimakatso, T., DuToit, J.T., Halley, D.J. Hytteborn, S., Mahkabu, M., Mari, W., Marokane, W., Masunga, G., Modise, D., Moe, S.R., Mojaphoko, D., Mosugelo, S., Mosumi, G., Neo-Mahupelent, G.m, Ramotadima, L., Rutina, L., Sechele, L., Sejoie, T.B., Stokke, J.E., Senson, C., Taolo, M., Vandewalle, M, & Wegge, P. (2004). The return of the giants: Ecological effects of an increasing elephant population. *Ambio*, vol. 33, p. 276-282.
- Slotow, R., & van Dyk, G. (2001). Role of delinquent young" orphan" male elephants in high mortality of white rhinoceros in Pilanesberg National Park, South Africa. *Koedoe*, vol. 44, no. 1, p. 85-94.
- Soehartono, T., Susilo, H.D., Sitompul, A.F., Gunaryadi, D., Purastuti, E.M., Azmi, W., Fadhli, N. & Stremme, C. (2007). *The Strategic and Action Plan for Sumatran and Kalimantan Elephant*. Department Kehutanan, Jakarta, Indonesia, 43 pages.
- Soltis, J., (2010) Vocal communication in African elephants (*Loxodonta africana*). *Journal of Zoo Biology*. Vol. 29, no. 2, p.192-209.
- Soltis, J., King, L.E., Douglas-Hamilton, I, Vollrath, F. & Savage, A. (2014). African elephant alarm calls distinguish between threats from humans and bees. *PLoS One*, vol 9, no.2, e89403.
- Songhurst, A. C. (2011). *Competition between people and elephants in the Okavango Delta Panhandle, Botswana*, Doctoral dissertation, Imperial College London, 268 pages.
- Songhurst, A., & Coulson, T. (2014). Exploring the effects of spatial autocorrelation when identifying key drivers of wildlife crop-raiding. *Ecology and evolution*, vol. 4, no. 5, p. 582-593.
- Soriyabandara, M.G.C. (2014). A game theoretic scrutiny to human elephant conflict. *Journal of the Department of Wildlife Conservation*, vol. 2, p. 29-39.
- Spinage, C. (1994). *Elephants*. Poyser Natural History, London, U.K. 319 pages.
- Steinheim. G., Wegge, P., Fjellstad, J.L., Jnawali, S.R. & Weladji, R.B. (2005). Dry season diets and habitat use of sympatric Asian elephants (*Elephas maximus*) and greater one-horned rhinoceros (*Rhinoceros unicornis*) in Nepal. *Journal of Zoology of London*, vol. 265, p. 377-385.
- Stiles, D. (2009). *The Elephant and Ivory Trade in Thailand*. TRAFFIC, Petaling Jaya, Malaysia, 38 p.
- Stuewe, M., Abdul, J.B., Nor, B.M. & Wemmer, C.M. (1998). Tracking the movements of translocated elephants in Malaysia using satellite telemetry. *Oryx*, vol. 32, p. 68-74.
- Suba, Rachmat B., Jan van der Ploeg, Maarten van'T. Zelfde, Yee Wah Lau, Thomas F. Wissingh, Wawan Kustiawan, Geert R. de Snoo, & Hans H. de Jongh. (2017). Rapid Expansion of Oil Palm Is Leading to Human–Elephant Conflicts in North Kalimantan Province of Indonesia. *Tropical Conservation Science*, vol. 10, p. 1-12.

- Sugumar, S.J. & Jayaparvathy, R. (2013). An early warning system for elephant intrusion along the forest border areas. *Current Science*, vol. 104, no. 11, p. 1515-1526.
- Sukumar, R. (1989). *The Asian elephant: ecology and management*. Cambridge University Press, Londres, Royaume Uni, 255 pages.
- Sukumar, R. (1990). Ecology of the Asian Elephant in Southern India. II. Feeding Habits and Crop Raiding Patterns. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 6, no.1, p. 33-53.
- Sukumar, R. (2003). *The living elephant: evolutionary ecology, behavior and conservation*. Oxford University Press. New York, New York, USA, 495 p.
- Sukumar, R. (2006). A brief review of the status, distribution and biology of wild Asian elephants, *Elephas maximus*. *International Zoo Yearbook*, vol. 40, no.1, p. 1-8.
- Sukumar, R. & Gadgil, M. (1988). Male-female differences in foraging on crops by Asian elephants. *Animal Behaviour*, vol. 36, p. 1233-1235.
- Sukumar, R. & Ramesh, R. (1995). Elephant foraging: is browse or grass more important? IN: Damiel J.C. Datye H Eds. A week with elephants. Walton Street Oxford Uk, Oxford University Press (1995) 368-374.
- Sukumar, R., Ramakrishnan, U., & Santosh, J. A. (1998). Impact of poaching on an Asian elephant population in Periyar, southern India: a model of demography and tusk harvest. *Animal Conservation*, vol. 1, no. 4, p. 281-291.
- Sulumar, R. & Baskaran, N. (2007). *Conservation Asian Elephants in Tamil Nadu*. Seminar on Biodiversity Conservation, Channai, India. Tamil Nadu Forest Department, March, 2007. 8 pages.
- Suter, I. (2010). ElefantAsia in the Lao PDR: An Overview. *Gajah*, vol. 33, p. 53-57.
- Talukdar BK, Boruah JK & Sarma P (2006) Multi-dimensional mitigation initiatives to human-elephant conflicts in Golaghat district and adjoining areas of Karbi Anglong, Assam, India. In: Sven, B, *International Elephant Conservation & Research Symposium 2006*, (p.197-204), Copenhagen Zoo. Copenhagen, Denmark.
- Tenzin, Dhand, N. K., Gyeltshen, T., Firestone, S., Zangmo, C., Dema, C., Gyeltshen, R. & Ward, M. P. (2011). Dog Bites in Humans and Estimating Human Rabies Mortality in Rabies Endemic Areas of Bhutan. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, vol. 5, no 11, e1391. <http://doi.org/10.1371/journal.pntd.0001391>
- Thakur, A. K., Yadav, D. K., & Jhariya, M. K. (2016). Socio-economic status of human-elephant conflict: Its assessment and solutions. *Journal of Applied and Natural Science*, vol.8, no. 4, p. 2104-2110.
- Thuppil, V. & Cross, R.G. (2016). Playback of felid growls mitigates crop-raiding by elephants *Elephas maximus* in Southern India. *Oryx*, vol. 50, p. 329-335.
- Tisdell, C.A. & Xiang, Z. (1998). Protected areas, agricultural pests and economic damage: conflicts with elephants and pests in Yunnan. *The Environmentalist*, vol. 18, p. 109-118.
- Times of India (2016). <http://timesofindia.indiatimes.com/city/guwahati/Railways-announces-measures-to-prevent-jumbo-deaths/articleshow/55951155.cms> //Page consultée pour la première fois le 13 décembre, 2016.

- Treves, A., & Naughton-Treves, L. (2005). *Evaluating lethal control in the management of human-wildlife conflict*. Conservation Biology Series, 86 pages.
- Treves, A., R. B. Wallace, L. Naughton-Treves, & Morales, A. (2006). Co-managing human-wildlife conflicts: A review. *Human Dimensions of Wildlife*, vol. 11, no.6, p. 1–14.
- Treves, A., R. B. Wallace & S. White. (2009). Participatory Planning of Interventions to Mitigate Human–Wildlife Conflicts. *Conservation Biology*, vol. 23, no.6, p. 1577-1587.
- United Nations Environmental Program (UNEP) (2015). *Elephants in the Dust-The African Elephant Crisis. A rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme, GRID\_Arendal, Norway, 80 pages.
- United States Fish and Wildlife Service (USFWS) (2006). *Strategic Habitat Conservation. A Report from the National Ecological Assessment Team*. United States Department of the Interior, Wasington, District of Columbia, United States of America, 48 pages.
- United States Fish and Wildlife Service (USFWS) (2014). Convention on International Trade In Endangered Species: Fact Sheet. <https://www.fws.gov/International/pdf/factsheet-cites-overview-2014.pdf>. //Page consultée pour la première fois le 31 juillet 2016.
- Van Aarde, R.J & Jackson, T.P. (2007). Megaparks for metapopulations: addressing the causes of locally high elephant numbers in Southern Africa. *Biological Conservation*, vol. 134, p. 289-297.
- Varma, S., Dand, N.S., Thanh, T.V. & Sukumar, R. (2008). The elephant of Cat Tien National Park, Vietnam: status and conservation of a vanishing population. *Oryx*, vol. 42, p. 92-99.
- Venkataraman, A. (2005). What is an Asian elephant (*Elephas maximus*) corridor? In: Menon, V., Tiwari, S.K., Easa, P.S. & R. Sukumar, R. *Right of Passage: Elephant Corridors of India. Conservation Reference Series No. 3*, (p. 24-31), Wildlife Trust of India, New Delhi.
- Vidanapathirana, M., Dasanayake, P. B., Ilangarathne Banda, Y. M. G., Vadysinghe, A., & Ratnaweera, R. H. A. I. (2016). Comparison of Deaths due to Lethal Weapons During and After Civil Strife in Sri Lanka: A Medico-legal Analysis. *Global Journal of Nursing and Forensic Studies*, vol. 1, no. 101, p. 1(101), doi: 10.4172/gnfs.1000101
- Vidya, T. N. C. & Sukumar, R. (2005): Social organization of the Asian elephant (*Elephas maximus*) in southern India inferred from microsatellite DNA data. *Journal of Ethology*, vol. 23, no. 205–210.
- Vidya, T.N.C., Varma, S., Dang, N.X., Thanh, T.V. & Sukumar, R. (2007). Minimum population size, genetic diversity, and social structure of the Asian elephant in Cat Tien National Park and its adjoining areas, Vietnam, based on molecular genetic analyzes. *Conservation Genetics*, vol. 8, p. 1471–1478.
- Vidya, T.N.C., Sukumar, R. & Melnick, D.J. (2009). Range-wide mtDNA phylogeography yields insights into the origins of Asian elephants. *Proceedings of the Royal Biology Society*, vol.276, p. 893-902.
- Vidya, T.N.C. (2014). Novel behaviour shown by an Asian elephant in the context of allomothering. *Acta ecologica*, vol. 17, no., 2. p. 123-127.



- Vigneshar, R.K. & Maheswari, R. (2016). Development of embedded based system to monitor elephant intrusion in forest border areas using internet of things. *International Journal of Engineering Research*, vol. 5, no. 7, p. 594-598.
- Vollrath F. & Douglas-Hamilton, I. (2002). African bees to control African elephants. *The Science of Nature*, vol. 89, p. 508-511.
- Wakanakar, S. Y., & Mhasikar, V. B. (2006). *The Maharsi Pālakāpya's Gajāśāstram*. Bharatiya Kala Prakashan editions, Delhi, Inde, 892 p.
- Wallenius, J. (2014). *The effects of elephant raids and insurance policies for the human elephant conflict (HEC) in Xishuangbanna, China*. Minor Field Study Technical Report 183. Uppsala University, Uppsala, Sweden, 38 pages.
- Watve, M., Patel, K., Bayani, A., & Patil, P. (2016). A theoretical model of community operated compensation scheme for crop damage by wild herbivores. *Global Ecology and Conservation*, vol. 5, p. 58-70.
- Webber, C., Sereivathana, T., Maltby, M. & Lee, P.C. (2011) Elephant crop-raiding and human-elephant conflict in Cambodia: crop selection and seasonal timings of raids, *Oryx*, vol. 45, no.2, p. 243-251.
- Whyte, I., Aarde, R., & Pimm, S. L. (1998). Managing the elephants of Kruger national park. *Animal Conservation*, vol.1, no.2, p. 77-83.
- Whyte, I.J., van Aarde, J. & Pimm, S.L. (2003). Kruger's elephant population: its size and consequences for ecosystem heterogeneity. In: du Toit, J.T., Biggs, H.C. & Rogers, K.H., *The Kruger experience: ecology and management of savanna heterogeneity*, (p. 332–348). Island Press, Washington, DC.
- Wildlife Protection Society of India (2011). Elephant poaching for Ivory. [http://www.wpsi-india.org/projects/elephant\\_poaching.php](http://www.wpsi-india.org/projects/elephant_poaching.php) // page consultée pour la première fois le 28 novembre 2016.
- Williams, A.C., Johnsingh, A.J.T. & Krausman, P.R. (2001). Elephant-human conflicts in Rajaji National Park, north-western India. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 29, p. 1097-1104.
- Williams, A.C. (2003). *Elephants, their habits in Rajaji-Corbett National Parks*. PhD thesis, Rajkot, Saurashtra University, India, 356 p.
- Williams, A. C. & Dhakal, M., (2011). Current Status of Asian Elephants in Nepal, *Gajah*, vo. 35, p. 87-92.
- Wilson, S., Davies, T.E., Hazarika, N. & Zimmermann, A. (2013). Understanding spatial and temporal patterns of human–elephant conflict in Assam, India. *Oryx*. Vol. 49, no. 1, p. 1–10.
- Wittemyer, G., Douglas-Hamilton, I. & Marcus Getz, W. (2005). The socioecology of elephants: analysis of the processes creating multitiered social structures *Animal behaviour* vol. 69, no. 6, p. 1357-1371.
- Wittemyer, G., Getz, W.M., Vollrath, F. & Douglas-Hamilton, I. (2007) Social dominance, seasonal movements, and spatial segregation in African elephants: a contribution to conservation behavior. *Behav Ecol Sociobiol*, vol. 61, p. 1919-31.

- Wijayagunawardane, M. P. B., Short, R. V., Samarakone, T. S., Nishany, K. B. M., Harrington, H., Perera, B. V. P., Rassool, R. & Bittner, E. P. (2016), The use of audio playback to deter crop-raiding Asian elephants. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 40, p. 375–379.
- Woodroffe, R., Thirgood, S., & Rabinowitz, A. (2005). *People and wildlife, conflict or co-existence?* . Cambridge University Press, 516 pages.
- World Society for the Protection of Animals (WSPA) (2011). *Wildlife on a tight rope – A survey of the use of wild animals in entertainment in Thailand*. World Society for the Protection of Animals. Bangkok, Thailand, 39 pages.
- Wu ZL, Liu HM, Liu LY. 2001. Rubber cultivation and sustainable development in Xishuangbanna, China. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, vol. 8, p. 337-345.
- Yadav, B.R. (2004). Human elephant relationships and conflicts in eastern Nepal. *In: Jayewardene, J. Endangered Elephants: Past, Present and Future* (p.90-92). Biodiversity & Elephant Conservation Trust, Colombo, Sri Lanka.
- Yadav, B. R. (2007). Human-elephant relationships and conflicts in eastern Nepal. *The Initiation*, vol.1, p. 93-99.
- Yamamoto-Ebina, S., Saaban, S., Campos-Arceiz A. & Takatsuki, S. (2016). Food habits of Asian Elephants *Elephas maximus* in a rainforest of Northern Peninsular Malaysia. *Mammal Study*, vol. 41, p. 155-161.
- Yang, Y., Tian, K., Hao, J., Pei, S. & Yang, Y. (2004). Biodiversity and biodiversity conservation in Yunnan, China. *Biodiversity and Conservation*, vol.13, p. 813-826.
- Zafir, A.W. & Magintan, D. (2016). Historical review of human-elephant conflict in Peninsular Malaysia. *Journal of Wildlife and Parks*, vol. 31, p. 69-82.
- Zhang, L. & Wang, N. (2003). An initial study on habitat conservation of Asian elephant (*Elephas maximus*), with a focus on human elephant conflict in Simao, China. *Biological Conservation*, vol. 112, p. 453-459.
- Zhang, L, Lichao, M., & Limin F. (2006). New challenges facing traditional nature reserves: Asian elephant (*Elephas maximus*) conservation in China. *Integrative Zoology*, vol. 1, no. 4, p. 179-187.
- Zhang, L. (2007). Current conservation status and research progress on Asian elephants in China. *Gajah*, vol. 27, p. 35-41.
- Zhang, L. (2011). Current Status of Asian Elephants in China. *Gajah*, vol.35, p. 43-46.
- Zhang, L., Dong, L., Lin, L., Feng, L., Yan, F., Wang, L.Guo, X. & Luo, A. (2015). Asian elephants in China: estimating population size and evaluating habitat suitability. *PloS one*, vol. 10, no.5, e0124834.
- Zimmermann, A., Davies, T. E., Hazarika, N., Wilson, S., Chakrabarty, J., Hazarika, B., & Das, D. (2009). Community-based human-elephant conflict management in Assam. *Gajah*, vol. 30, p. 34-40.